

Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa

Vuosiraportti 2017

Pia Vesterbacka (toim.)

Strålningsövervakning av miljön i Finland

Årsrapport 2017

Surveillance of Environmental Radiation in Finland

Annual Report 2017

Säteilyturvakeskus
PL 14
00811 Helsinki
www.stuk.fi

Lisätietoja:
Pia Vesterbacka
pia.vesterbacka@stuk.fi
puhelin 09 759 88 550

ISBN 978-952-309-423-9
ISSN 2243-1896

Avainsanat: säteilyvalvonta, ulkoinen säteily, ilma, laskeuma, vesi, maito, elintarvikkeet, ihminen, sisäilman radon

Esipuhe

Ympäristön säteilyvalvontaa tehdään, jotta viranomaisilla ja kansalaisilla on reaaliaikainen tieto elinympäristön radioaktiivisuudesta ja sen säteilysuojelullisesta merkityksestä. Ohjelma on suunniteltu siten, että sen avulla voidaan havaita radioaktiivisuuden muutokset ympäristössä ja reagoida muutoksiin sekä arvioida ihmisen saamia säteilyannoksia ja suunnitella ja neuvoa toimenpiteitä annosten pienentämiseksi. Säteilyvalvontaohjelman avulla ylläpidetään asiantuntemusta ja valmiutta reagoida nopeasti ja oikein poikkeaviin säteilytilanteisiin.

Tämä raportti sisältää yhteenvedon ympäristön säteilyvalvonnan tuloksista vuonna 2017 sekä vertailuja aikaisempien vuosien tuloksiin. Ympäristön säteilyvalvontaan kuuluu keinotekoisen säteilyn ja keinotekoisien radioaktiivisten aineiden valvonta ympäristössä sekä sisäilman radon. Luonnonsäteily ja luonnon radioaktiiviset aineet kuuluivat valvontaohjelman piiriin kaudella 2014 – 2017, koska valtaosa väestön säteilyaltistuksesta saadaan luonnonsäteilystä. Vuodesta 2014 lähtien luonnon radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuuksia on määritetty talousvedestä, pintavedestä, maidosta ja elintarvikkeista. Luonnon radioaktiivisten aineiden tulokset raportoidaan tässä vuoden 2017 vuosiraportissa. Lisäksi ohjelmaan kuuluu 5 – 10 vuoden välein tehtäviä aihekohtaisia selvityksiä.

Suomessa valtakunnallisesta ympäristön säteilyvalvonnasta vastaa Säteilyturvakeskus. Valvontavelvoite perustuu STUKista annettuun asetukseen ja säteilyasetukseen. Myös Euratom-sopimus velvoittaa Euroopan Unionin jäsenmaita valvomaan jatkuvasti radioaktiivisuuden tasoja ilmassa, vedessä ja maaperässä. STUKin lisäksi myös Ilmatieteen laitos ja puolustusvoimat seuraavat omilla havaintoasemillaan säteilyn esiintymistä ympäristössä. Säteilyturvakeskuksen Ympäristön säteilyvalvonta ja valmius -osasto (VALO), on FINAS-akkreditointipalvelun akkreditoima testauslaboratorio T167 (akkreditointistandardi EN ISO/IEC 17025:2005) testausalana ”Ympäristötestaus”. Lähes kaikki STUKin tekemät ympäristön säteilyvalvontaan liittyvät analyysit on tehty akkreditointivaatimusten mukaisesti.

Säteilyturvakeskuksen yhteistyökumppanit ympäristön säteilyvalvonnassa keräävät ja toimittavat näytteitä analysoitaviksi, osallistuvat ihmisten säteilymittauksiin tai vastaavat keräysasemien toiminnasta. Säteilyturvakeskus kiittää hyvää yhteistyöstä ulkoisen säteilyn valvontaverkon asemien hoitajia sekä seuraavia yhteistyökumppaneita: Ilmatieteen laitos, Arktinen keskus, Kaakkois-Suomen rajavartiosto, Kainuun prikaati, Lapin rajavartiosto, Kymenlaakson pelastuslaitos/Kotkan paloasema, Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus, Lapin ELY-keskus, Oulun Vesi, Turun Vesihuolto Oy, Valio Oy, HUS Helsingin ja Uudenmaan sairaanhoitopiiri/Töölön sairaala, Tampereen yliopistollinen sairaala, Lapin keskussairaala, Helsingin seudun ympäristöpalvelut, Helsingin Yhteislyseo, Hatanpään yläaste ja lukio, sekä Rovaniemen koulutoimi / Korkalovaaran yläaste ja Lyseonpuiston lukio.

Raportin tarkoituksena on antaa tietoa ympäristön säteilytilanteesta Suomessa kaikille asiasta kiinnostuneille. STUK toimittaa säännöllisesti valvontatietoja myös Euroopan komissiolle ja tämä raportti on yhteenveto komissiolle toimitetuista tiedoista. Raportti on myös löydettävissä Säteilyturvakeskuksen kotisivuilta osoitteessa: www.stuk.fi.

Nyckelord: strålningsövervakning, yttre strålning, luft, nedfall, vatten, mjölk, livsmedel, människa, radon i inomhusluften

Förord

Huvudsyftet med övervakningen av strålning i miljön är att ge myndigheter och befolkningen realtidsinformation om strålningen i livsmiljön och dess betydelse för strålskyddet. Programmet är upplagt så att man med hjälp av det kan upptäcka förändringar av radioaktiviteten i miljön och reagera på dessa samt uppskatta de strålningsdoser som människor utsätts för och planera och ge råd om hur doserna kan minskas. Med hjälp av programmet för strålningsövervakning upprätthålls expertis och beredskapen att snabbt och korrekt reagera på avvikande strålningssituationer.

Rapporten innehåller ett sammandrag av resultaten från 2017 års strålningsövervakning samt några jämförelser med tidigare år. Övervakningen av strålning i miljön innefattar övervakning av artificiell strålning, artificiella radioaktiva ämnen i miljön och radon i inomhusluften. Naturlig strålning och naturliga radioaktiva ämnen hör till övervakningen inom detta program i perioden 2014 – 2017, eftersom den största delen av befolkningens strålningsexponering kommer från den naturliga strålningen. Från år 2014 har naturliga radioaktiva ämnen bestämts i ytvatten, dricksvatten, mjölk och livsmedel. Resultaten för de naturliga radioaktiva ämnena publiceras i samband med årsrapporten 2017. I programmet ingår dessutom särskilda projekt som genomförs med 5 – 10 års mellanrum.

I Finland ansvarar Strålsäkerhetscentralen för övervakningen av strålning i miljön på riksnivå. Skylldigheten baserar sig på förordningen om strålsäkerhetscentralen och förordningen om strålskydd. Även Euratomfördraget förpliktar medlemsländerna i Europeiska unionen att fortlöpande övervaka radioaktivitetsnivåerna i luft, vatten och jordmån. Förutom STUK övervakar också Meteorologiska institutet och Försvarsmakten förekomsten av strålning i miljön vid sina egna mätstationer. Strålsäkerhetscentralens avdelning Miljöövervakning av strålning och beredskapsenhet (VALO) är testlaboratorium T167 och har ackrediterats av Ackrediteringstjänsten FINAS (ackrediteringsstandarden EN ISO/IEC 17025:2005). Laboratoriets testområde är *”Testning av miljö”*. Nästan alla analyser med anknytning till övervakningen av strålning i miljön som STUK gör är utförda enligt ackrediteringskraven.

Strålsäkerhetscentralens samarbetspartner inom övervakningen av strålning i miljön samlar in prov och lämnar in dem för analys, deltar i helkroppsmätningar och sköter mätstationernas verksamhet. Strålsäkerhetscentralen vill rikta ett tack för ett gott samarbete till dem som sköter stationerna för övervakning av den yttre strålningen samt till följande samarbetspartner: Meteorologiska institutet, Arktiskt centrum, Gränsbevakningen i sydöstra Finland, Kajanalands brigad, Gränsbevakningen i Lappland, Räddningsverket i Kotka, NTM-centralen i Norra Österbotten, NTM-centralen i Lappland, Oulun Vesi, Åbo vattenverk, Valio Oy, Helsingfors och Nylands sjukvårdsdistrikt HNS/Tölö sjukhuset, Tammerfors universitetssjukhus, Lapplands centralsjukhus, Helsingforsregionens miljötjänster, gymnasieskolan Helsingin Yhteislyseo, högstadie- och gymnasieskolan Hatanpään yläaste ja lukio och skolväsendet i Rovaniemi/högstadieskolan Korkalovaaran yläaste och gymnasieskolan Lyseonpuiston lukio.

Syftet med denna rapport är att förmedla kunskap om strålningsläget i miljön i Finland för alla intresserade. STUK lämnar regelbundet uppgifter om övervakningen till Europeiska kommissionen och denna rapport är ett sammandrag av de uppgifter som sänds till kommissionen. Rapporten finns även på Strålsäkerhetscentralens hemsida på adressen www.stuk.fi.

VESTERBACKA Pia (ed.). *Surveillance of environmental radiation in Finland. Annual report 2017.* STUK-B 226. Helsinki 2018. 105 pp. + Appendices 4 pp.

Key words: radiation surveillance, external radiation, airborne radioactivity, deposition, water, milk, food-stuffs, human body, radon in indoor

Preface

The main goal of the surveillance of environmental radioactivity is to always be aware of the levels of artificial radiation in the environment to which the public is exposed. Another goal is to detect all significant changes in the levels of environmental radiation and radioactivity. Compliance with the basic safety standards laid down for the protection of health of the general public against dangers arising from ionising radiation can be ensured with environmental radiation surveillance. The running of surveillance programmes on a continuous basis also maintains and develops competence and readiness to respond to radiological emergencies.

This report summarises the results of environmental radiation surveillance in 2017. The report also contains some comparisons with results from the previous years. Surveillance of environmental radiation contains surveillance of artificial radiation, artificial radioactive elements in the environment and radon in indoor air. Natural radiation and natural radioactive elements are associated with the surveillance programme during years 2014 – 2017, although the major part of the public exposure to radiation is caused by natural radiation. From year 2014, natural radioactive elements are determined from surface water, drinking water, milk and foodstuffs. In addition, the programme is developed to include thematic investigations every few years.

Surveillance of environmental radioactivity in Finland is one of STUK's official duties. This duty is based on the decree enacted on STUK and the Radiation Decree. The Euratom Treaty also lays down an obligation of continuous monitoring of the levels of radioactivity in the air, water and soil in the European Union member states. In Finland, the Finnish Meteorological Institute (FMI) and the Defence Forces also monitor environmental radiation at their own stations. Department for Environmental Radiation Surveillance and Emergency Preparedness (VALO), is a testing laboratory T167 accredited by FINAS (Finnish Accreditation Service) under standard EN ISO/IEC 17025:2005. The fields of testing are "*Environmental testing*". Almost all analyses in the radiation surveillance programme are made in accordance with the accreditation requirements.

STUK's partners in the surveillance of environmental radioactivity collect and deliver environmental samples for laboratory analyses, or they participate in whole-body counting. STUK would like to express its gratitude to the following partners for the successful co-operation: Finnish Meteorological Institute, Arctic Centre, The Southeast Finland Border Guard District, Kainuu Brigade, Lapland Frontier Guard District, the Rescue Centre of Kotka, the ELY Centre of North Ostrobothnia, the ELY Centre of Lapland, the water supply plants of Oulu and Turku, Valio Ltd., the Hospital District of Helsinki and Uusimaa / Töölö Hospital, Tampere University Hospital, Lapland Central Hospital, Helsinki Region Environmental Services Authority, the secondary school of Helsingin yhteislyseo, the secondary school of Hatanpää in Tampere, and the secondary school of Korkalovaara and Lyseonpuisto in Rovaniemi.

The report aims to provide information on the levels of environmental radioactivity in Finland to all interested parties. STUK also submits monitoring data to the European Commission on a regular basis, and this report is a summary of the results delivered to the Commission. The report is also available at STUK's website www.stuk.fi.

Sisällysluettelo

Esipuhe	3
1 Yhteenveto.....	9
2 Säteilyannokset	15
3 Ulkoinen säteily.....	18
4 Ulkoilman radioaktiiviset aineet.....	25
5 Laskeuman radioaktiiviset aineet.....	39
6 Pintaveden radioaktiiviset aineet.....	44
7 Juomaveden radioaktiiviset aineet.....	48
8 Maidon radioaktiiviset aineet.....	52
9 Elintarvikkeiden radioaktiiviset aineet.....	58
10 Radioaktiiviset aineet ihmisessä.....	66
11 Jätelietteen radioaktiiviset aineet.....	71
12 Radioaktiiviset aineet Itämeressä	75
13 Sisäilman radon.....	80
14 Erillishankkeet.....	88

LIITE 1. Ionisoivaan säteilyyn liittyviä keskeisiä suureita ja niiden yksiköitä

Innehallsförteckning

Förord.....	4
1 Sammandrag.....	11
2 Stråldoser.....	16
3 Extern stråling.....	19
4 Radioaktiva ämnen i uteluft.....	26
5 Radioaktiva ämnen i nedfall.....	40
6 Radioaktiva ämnen i ytvatten.....	45
7 Radioaktiva ämnen i dricksvatten.....	49
8 Radioaktiva ämnen i mjölk.....	53
9 Radioaktiva ämnen i livsmedel.....	60
10 Radioaktiva ämnen i människroppen.....	67
11 Radioaktiva ämnen i avloppsslam.....	72
12 Radioaktiva ämnen i Östersjön.....	76
13 Radon i inomhusluften.....	82
14 Särskilda projekt.....	100

BILAGA 1. Joniserande strålning, dess viktigaste storheter och deras enheter

Contents

Preface.....	5
1 Summary.....	13
2 Radiation doses.....	17
3 External radiation.....	20
4 Airborne radioactive substances.....	27
5 Radionuclides in deposition.....	41
6 Radioactive substances in surface water.....	46
7 Radioactive substances in drinking water.....	50
8 Radioactive substances in milk.....	54
9 Radioactive substances in foodstuffs.....	62
10 Radioactivity in man.....	68
11 Radioactive substances in wastewater sludge.....	73
12 Radioactive substances in the Baltic Sea.....	77
13 Radon in indoor air.....	84
14 Separate projects.....	103

APPENDIX 1. Ionizing radiation, the key parameters and their units

1 Yhteenveto

Tämä raportti on kansallinen yhteenveto ympäristösäteilyn valvonnan tuloksista Suomessa vuonna 2017. Tuloksia raporttiin ovat toimittaneet Säteilyturvakeskuksen lisäksi Ilmatieteen laitos ulkoilman kokonaisbeeta-aktiivisuudesta.

Ympäristön säteilyvalvontaohjelma sisältää ulkoisen annosnopeuden jatkuvan ja automaattisen monitoroinnin, ulkoilman radioaktiivisten aineiden ja kokonaisbeeta-aktiivisuuden monitoroinnin sekä radioaktiivisen laskeuman, pinta- ja juomaveden, jätelietteen, maidon ja elintarvikkeiden radioaktiivisuuden säännöllisen analysoinnin. Lisäksi ohjelmaan sisältyy ihmisen kehossa olevien radioaktiivisten aineiden analysointi sekä sisäilman radonin monitorointi. Tämä raportti sisältää myös yhteenvedot Itämeren radioaktiivisuusvalvonnan tuloksista ja ympäristön säteilyvalvontaan kuuluvien osaohjelmien aihekohtaisista selvityksistä.

Vuoden 2017 tulokset osoittavat, että ympäristössä olevat keinotekoiset radioaktiiviset aineet ovat pääosin peräisin vuoden 1986 Tšernobylin onnettomuudesta ja ilmakehässä 1950- ja 1960-luvuilla tehdyistä ydinkokeista. Näiden lisäksi vuonna 2017 havaittiin kaksi poikkeuksellisen laajalle levinnyttä päästöä. Tammi- ja helmikuussa havaittiin jodin isotooppia 131 suurtehokerääjillä (Kotkassa, Kajaanissa ja Rovaniemellä) kerätyissä näytteissä. Radioaktiivisia aineita havaittiin myös monissa muissa Euroopan maissa. Lokakuussa havaittiin ruteniumin isotooppia 106. Suomessa ^{106}Ru havaittiin kaikilla keräysasemilla kerätyissä näytteissä. Muualla Euroopassa, missä ^{106}Ru pitoisuudet olivat huomattavasti korkeampia, voitiin näytteistä havaita myös ruteniumin toinen isotooppi ^{103}Ru . Näiden lisäksi touko- ja kesäkuussa havaittiin voimalaitosperäisiä radionuklideja Kotkassa ja Imatralla kerätyissä näytteissä. Voimalaitosperäisiä radionuklideja havaittiin myös heinäkuussa Kotkassa kerätyissä näytteissä. Havaintojen alkupe-
rää ei voitu varmuudella selvittää. Kaikkien vuoden aikana havaittujen keinotekoisien radioaktiivisten aineiden määrät olivat äärimmäisen pieniä eikä niillä ole minkäänlaisia vaikutuksia ihmisten terveyteen. Ulkoilman radioaktiivisuusvalvonnassa käytettäviin hiukkaskerääjiin asennettiin LaBr_3 -spektrometreit. Hiukkaskerääjiin asennetuilla spektrometreillä ei havaittu poikkeavaa säteilyä vuoden aikana.

Ulkoisen säteilyn valvontaverkko toimi hyvin. Mittausasemien tuloksista kerättiin ulkoisen säteilyn valvontatietojen hallintajärjestelmä USVAan yli 97 % kaikkien mittausasemien tuottamista mittauksista. Puuttuvat tiedot aiheutuivat laitehäiriöistä tai tietoliikenneongelmista. Vuoden 2017 aikana valvontaverkon GM-anturit hälyttivät kaksi kertaa. Toisessa tapauksessa syynä oli voimakkaan sateen aiheuttama radonpitoisuuden kasvu lähellä maanpintaa. Toisessa oli syynä läheisessä rakennuksessa tehty teollisuusradiografiakuvaus. Spektrometriverkossa ei ollut hälytyksiä vuoden 2017 aikana.

Laskeuma- ja juomavesinäytteiden tritiumpitoisuudet olivat pieniä, yleensä 1 – 2 Bq/l. Elintarvikkeista mitatuissa kahdessa sieninäytteessä ja kahdessa villisikänäytteessä havaittiin yli 600 Bq/kg ylittävä ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuuden ylitys. Tätä pitoisuutta ei tulisi ylittää, kun saatetaan markkinoille luonnonvaraista riistaa, metsämarjoja ja -sieniä sekä järvikaloja.

Jätelietteessä havaittiin Tšernobylin onnettomuudesta peräisin olevaa ^{137}Cs :a, luonnon radioaktiivisia aineita ja sairaalasta käytettyjä radioaktiivisia aineita. Radionuklideja käyttävien sairaaloiden syöpäklini-
koiden ja isotooppiosastojen potilaiden eritteet kulkeutuvat jätevesipuhdistamoon ja näkyvät siten jäteli-
etteissä. Ihmisten radioaktiivisuusmittauksissa kehossa olevan ^{137}Cs :n aiheuttama säteilyannos oli alle 0,01 mSv/henkilö.

Kaikki vuoden aikana havaitut keinotekoisien radioaktiivisten aineiden määrät ympäristössä olivat äärimmäisen pieniä eikä niillä ole minkäänlaisia vaikutuksia ihmisten terveyteen.

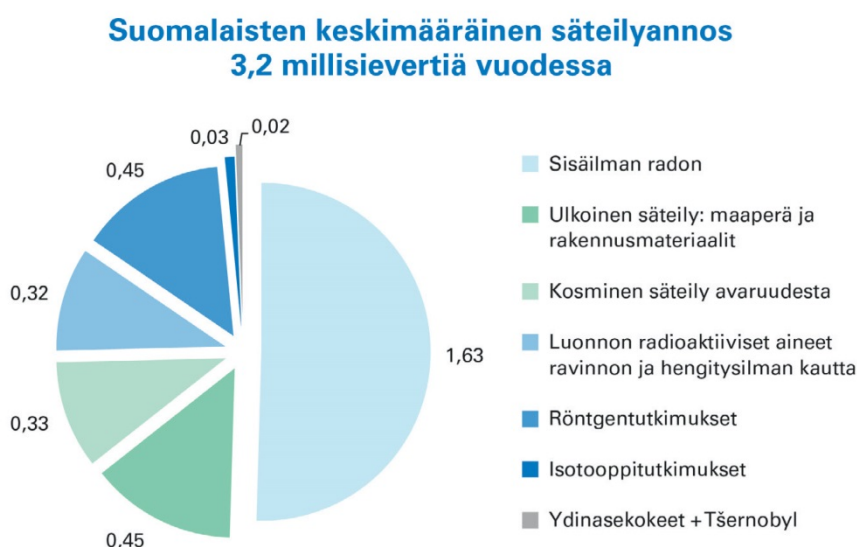
Sisäilman radonin (^{222}Rn) pääasiallinen lähde on maaperän uraanipitoinen kiviaines. Korkeita radonpitoisuuksia esiintyy niissä asunnoissa, joiden perustusrakenteet eivät ole riittävän tiiviitä estämään radonpitoisen maaperän huokosilman pääsyn sisätiloihin. Sosiaali- ja terveysministeriön vuonna 1992 asettama enimmäisarvo 400 Bq/m³ ylittyy arviolta 47 000 suomalaisessa pientaloasunnossa ja 8 000 kerrostalohuoneistossa. Vuonna 2017 väestön keskimääräinen radonpitoisuus asunnoissa arvioitiin olevan noin 94 Bq/m³. Tehokkaimmin radonia torjutaan rakennusvaiheen toimenpiteillä, eli rakentamalla alapohja-
rakenteet tiiviiksi ja asentamalla lattialaatan alle radonputkisto.

Koulujen radonhankkeessa lähetettiin kaikkiin Suomen kuntiin kehoitus selvittää, sijaitseeko kunnan alueella sellaisia oppilaitoksia, joissa sisäilman radonpitoisuus tulee mitata. Jos tällaisia oppilaitoksia oli,

eikä radonpitoisuutta oltu mitattu, kehoitettiin mittaukset tekemään. Hankkeen aikana mitattujen oppilaitosten radonpitoisuuden keskiarvo oli 87 Bq/m³ ja mediaani 45 Bq/m³. Yhteensä 123 koulussa (14 %) ainakin yhden mittauspisteen radonpitoisuus ylitti 300 Bq/m³ ja 91 koulussa (11 %) 400 Bq/m³ ylittyi ainakin yhdessä mittauspisteessä. Nykyisen toimenpidearvon (400 Bq/m³) ylittäneitä kouluja oli 32 kunnassa ja tulevan viitearvon (300 Bq/m³) ylittäneitä 42 kunnassa.

Suomalaiset saavat eri säteilylähteistä vuoden aikana keskimäärin noin 3,2 millisievertin (mSv) säteilyannoksen. Valtaosa tästä säteilyannoksesta (noin 2,7 mSv) aiheutuu luonnon radioaktiivisista aineista ja kosmisesta säteilystä. Ympäristön keinotekkoisten radioaktiivisten aineiden aiheuttama säteilyaltistus vuonna 2017 oli alle 0,02 mSv, mikä on merkityksettömän pieni kokonaissäteilyaltistukseen verrattuna. Tämä on alle 1 % väestön kokonaissäteilyaltistuksesta. Kuva 1.1 esittää suomalaisen keskimääräisen säteilyannoksen eri lähteet.

Vuoden 2017 tulokset osoittavat myös, että vuoden aikana ympäristöön ei tapahtunut sellaisia radioaktiivisten aineiden päästöjä, joilla olisi haittavaikutuksia ihmisen terveydelle tai ympäristölle Suomessa.



Kuva 1.1. Suomalainen saa ionisoivasta säteilystä keskimäärin 3,2 millisievertin säteilyannoksen vuodessa.

1 Sammandrag

Denna rapport är ett nationellt sammandrag av övervakningen av strålning i miljön i Finland 2017. Resultat som redovisas i rapporten kommer förutom från Strålsäkerhetscentralen, även från Meteorologiska Institutet – den totala betaaktiviteten i utomhusluften – och från en mätstation vid Försvarmaktens tekniska forskningsinstitut – radioaktiva ämnen i utomhusluften.

Programmet för övervakning av strålning i miljön omfattar fortlöpande automatisk övervakning av den externa dosraten, övervakning av radioaktiva ämnen och den totala betaaktiviteten i utomhusluften samt regelbunden analys av radioaktivt nedfall och radioaktivitet i yt- och dricksvatten, avloppsslam, mjölk och livsmedel. I programmet ingår dessutom analys av radioaktiva ämnen i människokroppen och radon i inomhusluften. Denna rapport innehåller också ett sammandrag av övervakningen av radioaktiviteten i Östersjön och fyra särskilda projekt.

Resultaten för år 2017 visar att de artificiella radioaktiva ämnena i miljön härrör främst från olyckan i Tjernobyl år 1986 och från kärnvapenprov i atmosfären på 1950- och 1960-talet. Utöver dessa observerades år 2017 två utsläpp som spridit sig över ett exceptionellt omfattande område. I januari och februari observerades isotopen jod-131 med provtagare för stora luftvolymmer (Kotka, Kajana och Rovaniemi). Det observerades radioaktiva ämnen även i många andra europeiska länder. I oktober observerades isotopen rutenium-106. I Finland observerades ^{106}Ru i prover som tagits vid alla insamlingsstationer. Annanstans i Europa var ^{106}Ru -halterna var betydligt högre kunde man observera även den andra isotopen för rutenium ^{103}Ru . Utöver dessa observerades i maj och juni radionuklider från kraftverk i prover från Kotka och Imatra. Radionuklider från kraftverk observerades även i prover från Kotka i juli.

Ursprunget för dessa observationer har inte kunnat utredas med full säkerhet. De totala mängderna av artificiella radioaktiva ämnen som uppmättes under året var extremt små och de har ingen som helst påverkan på människornas hälsa. I de partikeluppsamlare som används vid radioaktivitetsövervakningen av utomhusluften installerades LaBr_3 -spektrometrar. Spektrometrarna som var installerade i partikeluppsamlarna upptäckte ingen avvikande strålning under året.

Övervakningsnätverket för extern strålning fungerade bra. Av mätstationernas resultat samlades till övervakningssystemet för extern strålning, USVA, över 97 procent av alla mätstationernas mätdata. Orsaken till att data saknades var antingen apparatfel eller störningar i datatrafiken. Under år 2017 larmade GM-detektorer två gånger. Orsaken till det första alarmet var häftigt regn som ökade radonhalten nära marken. Orsaken till det andra alarmet var industriell radiografi i en byggnad nära mätstationen. Spektrometernätverket gav inga alarm under 2017.

Tritiumhalterna i nedfalls- och hushållsvattenproven var låga, vanligtvis 1 – 2 Bq/l. I två svampprover som mätts i livsmedel och i två vildsvinsprover observerades ett överskridande på över 600 Bq/kg av ^{137}Cs . Detta är den rekommenderade gränsen för utförande av kött från i naturtillstånd levande vilt, skogsbär och -svampar och för insjöfiskar på marknaden. I avloppsslam upptäcktes ^{137}Cs som härstammar från Tjernobylolyckan, radioaktiva ämnen från naturen och nuklider använde i sjukhus. Avföring och urin från patienter vid cancerkliniker som använder radionuklider och på isotopavdelningar hamnar på avloppsreningsverket och syns därigenom i avloppsslammet. Vid radioaktivitetsmätningar hos människor orsakar ^{137}Cs i kroppen en stråldos på mindre var 0,01 mSv/person.

De totala mängderna av artificiella radioaktiva ämnen i miljön som mättes under året var extremt små och de har ingen som helst påverkan på människornas hälsa.

Radon (^{222}Rn) i inomhusluften härstammar huvudsakligen från uranhaltigt stenmaterial i marken. Höga radonhalter förekommer i de bostadslägenheter, vars grundkonstruktion inte är tillräckligt tät för att förebygga att radonhaltig jordluft tränger in i huset. Det maximala värdet 400 Bq/m³ som social- och hälsovårdsministeriet bestämde 1992 överskrider i uppskattningsvis 47 000 småhus och i 8 000 höghuslägenheter i Finland. Den genomsnittliga radonhalten i inomhusluften i bostäder uppskattades 2017 till cirka 94 Bq/m³. Det effektivaste sättet att bekämpa radon är genom åtgärder under byggtiden; genom att bygga en tät konstruktion i det nedre bjälklaget och montera ett radonrörverk under golvplattan.

Inom skolornas radonprojekt skickades till alla Finlands kommuner en uppmaning att utreda om det inom kommunens område finns sådana läroanstalter där inomhusluftens radonhalt bör mätas. Om det fanns sådana läroanstalter och radonhalten inte hade mätts uppmanades de utföra mätningar. Under pro-

jektet var medelvärde för radonhalten 87 Bq/m³ och medianen 45 Bq/m³ i de läroanstalter där den mättes. I sammanlagt 123 skolor (14 %) överskreds radonhalten vid åtminstone en mät punkt 300 Bq/m³ och i 91 skolor (11 %) överskreds 400 Bq/m³ vid åtminstone en mät punkt. I 32 kommuner fanns det skolor där den nuvarande åtgärdsnivån (400 Bq/m³) överskreds och i 42 kommuner skolor där det framtida referensvärdet (300 Bq/m³) överskreds.

Finländarnas stråldos från olika strålningskällor är årligen i medeltal 3,2 millisievert (mSv). Huvuddelen av denna dos (cirka 2,7 mSv) härrör från naturliga radioaktiva ämnen och från den kosmiska strålningen. Artificiella radioaktiva ämnen stod år 2017 för en obetydligt liten del av bestrålningen jämfört med den totala stråldosen, i genomsnitt cirka 0,02 mSv. Detta är mindre än en procent av den totala stråldosen som befolkningen utsätts för. Bild 1.1 visar olika källor av den genomsnittliga totala stråldosen som finländarna utsätts för.

Resultaten för 2017 visar också att det under året inte inträffade några sådana utsläpp av radioaktiva ämnen till miljön som skulle ha haft någon skadeverkan på människors hälsa eller på miljön i Finland.

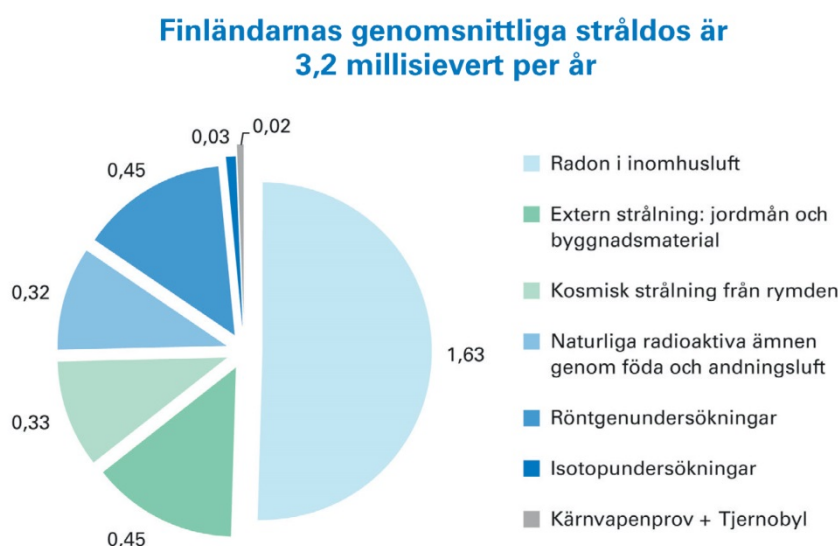


Bild 1.1. En finländare får i genomsnitt en 3,2 millisievert stråldos från joniserande strålning. De strålkällor som presenteras i denna rapport orsakar tillsammans ca 0,7 % av den totala doskakan (den röda skivan i bilden).

1 Summary

This report is the national summary of the results obtained in the surveillance of environmental radioactivity in Finland in 2017. The Finnish Radiation and Nuclear Safety Authority (STUK) has produced most of the results, but the Finnish Meteorological Institute and the Defence Forces Research Institute of Technology have also submitted results for this report on the gross beta activity in outdoor air and on the airborne radioactive substances, respectively.

The surveillance programme on environmental radioactivity covers continuous and automated monitoring of external dose rate in the air, regular monitoring of radioactive substances and gross beta activity in outdoor air, radioactive substances in deposition, in surface and drinking water, in sludge from the wastewater treatment plant in Helsinki, in milk, foodstuffs, and in the human body. This report also contains a summary of the results of the monitoring of radioactivity in the Baltic Sea, monitoring of radon in indoor air and results from four thematic investigations.

The results for 2017 show that the artificial radionuclides observed in the environment originate from the 1986 Chernobyl accident and from atmospheric nuclear tests performed in the 1950s and 1960s. In addition to these, two exceptionally wide-spread releases were observed in 2017. In January and February, isotope iodine-131 was found in samples collected with high-volume samplers (in Kotka, Kajaani and Rovaniemi). The Radioactive substances were also detected in many other European countries. Isotope ruthenium-106 was observed in October. In Finland, ^{106}Ru was found in samples gathered at all collection stations. In other parts of Europe, where ^{106}Ru concentrations were significantly higher, another ruthenium isotope ^{103}Ru was also detected in the samples. In addition to these, radionuclides originating from power plants were found in samples collected in Kotka and Imatra in May and June. Radionuclides from power plants were also observed in samples collected in Kotka in July. The origins of these observations could not be established with certainty. The amounts of all the artificial radioactive substances observed during the year were extremely small and they do not have any impact on human health. LaBr_3 spectrometers were installed in the particle collectors used in the surveillance of radioactivity in external air. The spectrometers installed in the particle collectors did not detect any unusual radiation during the year.

The external radiation surveillance network worked well. Of the measuring station results, the external radiation monitoring data management system USVA collected more than 97% of the measurements produced at all measuring stations. Missing data was caused by equipment malfunctions or telecommunication problems. During the year 2017 dose rate levels higher than normal background radiation were observed two times. One alarm was caused by heavy rain that brought radon down close to the ground. The other case was caused by industrial radiography that was made in a building near the measurement station. There were no alarms in spectrometer network during 2017.

The tritium concentrations in fallout and household water samples were small, in total 1 – 2 Bq/l. In food samples, a ^{137}Cs activity concentration exceeding 600 Bq/kg was found in two mushroom samples and two wild board samples. This limit should not be exceeded when putting wild game, wild berries, mushrooms and lakefish on the market. ^{137}Cs from the Chernobyl disaster, natural radioactive substances and hospital nuclides were observed in waste. Secretions from patients in the cancer clinics and isotope wards of hospitals using radionuclides migrate to waste water treatment plants and are thus evident in waste. The radiation dose caused by ^{137}Cs in the body in radioactivity measurements of people was less than 0.01 mSv/person.

The amounts of all the artificial radioactive substances observed during the year in the environment were extremely small and they do not have any impact on human health.

The main source of radon (^{222}Rn) in indoor air is the rock material containing uranium in soil. High radon levels occur in homes, the foundations of which are not sufficiently well-sealed to prevent the access of radon-carrying soil air. It is estimated that the maximum concentration of 400 Bq/m³ set in 1992 by the Ministry of Social Affairs and Health is exceeded in 47,000 Finnish houses and 8,000 blocks of flats. The average indoor air radon concentration for the members of the public in 2017 was estimated at 94 Bq/m³. Radon is most effectively prevented by measures taken at the construction stage: by building the base floor structures leaktight and by installing radon piping under the ground slab.

Within the scope of the radon project for schools, a suggestion was sent to all municipalities in Finland to investigate whether or not there were educational establishments in the region where radon concentration should be measured. If such schools were found and the radon concentrations had not been measured, the municipalities in question were urged to conduct the measurements. Among the educational establishments analysed over the course of the project, the average radon concentration was 87 Bq/m³ and the median was 45 Bq/m³. In a total of 123 schools (14%), radon concentration in at least one measurement point exceeded 300 Bq/m³, and in 91 schools, (11%) 400 Bq/m³ was exceeded in at least one measurement point. Schools where the concentration exceeded the current action level (400 Bq/m³) were found in 32 municipalities, whereas schools that exceeded the coming reference value (300 Bq/m³) were found in 42 municipalities.

The average annual dose of Finns, received from different radiation sources, is about 3.2 millisievert (mSv). The majority of this annual dose (some 2.7 mSv) is caused by natural radioactive substances and cosmic radiation. The exposure to radiation of artificial radionuclides in the environment in 2017 was insignificant compared with the total annual dose, some 0.02 mSv. This is less than 1% of the total radiation exposure of the population. Figure 1.1 shows the different sources of the average radiation dose of a Finn.

The results also show that in 2017 there were no such environmental releases of radioactive substances which would have any harmful effects on human health or the environment in Finland.

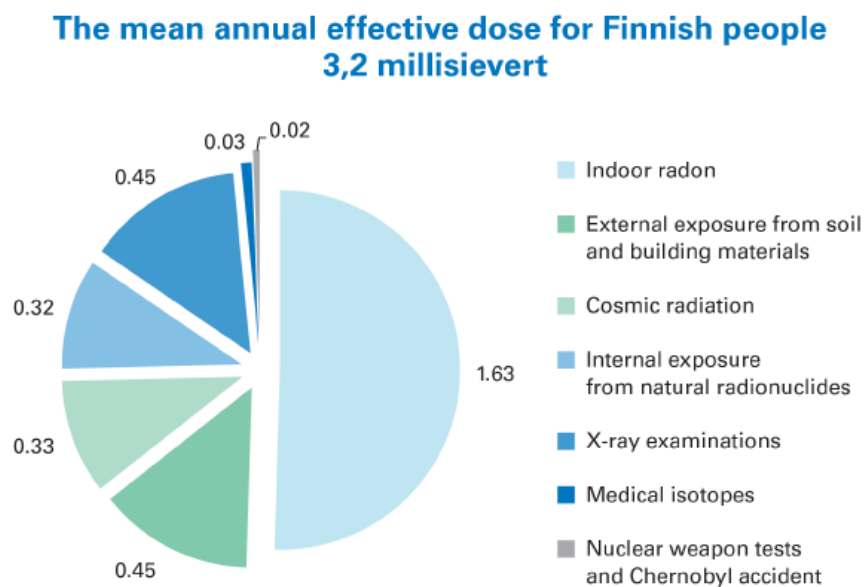


Fig 1.1. A Finn gets annually about 3.2 millisievert dose from ionizing radiation.

2 Säteilyannokset

Ympäristön säteilyvalvontaan kuuluu keinotekoisien säteilyn ja keinotekoisien radioaktiivisten aineiden valvonta ympäristössä. Luonnonsäteily ja luonnon radioaktiiviset aineet kuuluvat valvontaohjelman piiriin kaudella 2014 – 2017, koska valtaosa väestön säteilyaltistuksesta saadaan luonnonsäteilystä.

Suomalaiset altistuvat niin luonnollisista kuin keinotekoisista lähteistä peräisin olevalle ionisoivalle säteilylle. Suomalaisten saama keskimääräinen vuotuinen efektiivinen annos on 3,2 mSv. Noin puolet tästä säteilyannoksesta, 1,6 mSv on peräisin huoneilman radonista. Noin neljännes suomalaisten vuotuisesta efektiivisestä annoksesta, 0,78 mSv aiheutuu muusta luonnon säteilystä.

Maaperässä olevista keinotekoisista radioaktiivisista aineista (lähinnä Tšernobyl-laskeumasta) aiheutui suomalaisille vuonna 2017 keskimäärin 0,011 millisievertin suuruinen ulkoisen säteilyn annos. Suomessa ulkoisen säteilyn annosnopeus vaihtelee välillä 0,05 – 0,30 mikrosievertiä tunnissa. Alueellinen vaihtelu annosnopeuksissa johtuu pääosin uraanin ja toriumin pitoisuuseroista kallio- ja maaperässä. Lumi- ja jääkerros vaimentaa maaperästä tulevaa säteilyä. Paikallista ja lyhytaikaista nousua annosnopeudessa saattaa aiheuttaa sade, joka tuo radonia ja sen hajoamistuotteita lähemmäksi maanpintaa.

Ulkoilman radioaktiivisista aineista aiheutuva säteilyannos oli vuonna 2017 erittäin pieni. Samoin juomavedestä, maidosta ja elintarvikkeista saatu säteilyannos oli pieni. Pääosin säteilyannosta aiheuttavat keinotekoiset radioaktiiviset aineet ^{137}Cs ja ^{90}Sr . Kehossa olevan ^{137}Cs :n aiheuttaman säteilyannoksen arvioitiin vuonna 2017 jääneen alle 0,01 mSv/henkilö, eli alle 0,3 % suomalaisen keskimääräisestä vuosittaisesta säteilyannoksesta.

Kaiken kaikkiaan ympäristön keinotekoisien radioaktiivisten aineiden aiheuttama säteilyaltistus vuonna 2017 oli alle 0,02 mSv, mikä on merkityksettömän pieni kokonaissäteilyaltistukseen verrattuna.

2 Stråldoser

Strålningsövervakningen av miljön omfattar övervakning av artificiell radioaktivitet och artificiella radioaktiva ämnen i miljön. Naturlig strålning och naturliga radioaktiva ämnen ingår i övervakningsprogrammet under perioden 2014–2017, eftersom merparten av befolkningens strålningssexponering kommer från naturlig strålning.

Finländare utsätts för joniserande strålning från både naturliga och artificiella källor. Finländarnas genomsnittliga årlig effektiva dos är 3,2 mSv. Cirka hälften av denna stråldos, 1,6 mSv, kommer från radon i inomhusluften. Cirka en fjärdedel av finländarnas årliga effektiva dos, 0,78 mSv, kommer från strålning från naturen.

De artificiella radioaktiva ämnena i marken (främst från Tjernobylnedfallet) orsakade 2017 finländarna en genomsnittlig extern stråldos på 0,011 mSv. I Finland är extern doshastigheterna 0,05 – 0,30 mikrosievert per timme. Den regionala variationen i doshastigheterna beror på variationen i uran- och toriumhalterna i berg- och markgrunden. Ett snö- och istäcke dämpar strålningen från marken. Regn som för med sig radon och dess sönderfallsprodukter närmare markytan kan orsaka en lokal och kortvarig höjning av doshastigheten.

Stråldosen från radioaktiva ämnen i luften var mycket låg 2017 (tabell 2.1). Likaså var stråldosen från dricksvatten, mjölk och livsmedel låg. De viktigaste artificiella radioaktiva ämnen som orsakar stråldosen är ^{137}Cs och ^{90}Sr . Stråldosen i kroppen orsakad av ^{137}Cs uppskattades ha varit under 0,01 mSv per person 2017, alltså mindre än 0,3 procent av finländarnas årliga genomsnittliga stråldos.

Allt som allt var strålningssexponeringen orsakad av artificiella radioaktiva ämnen i miljön 2017 under 0,02 mSv, vilket är obetydligt lågt jämfört med den totala strålningssexponeringen.

2 Radiation doses

The monitoring of artificial radiation and artificial radioactive substances in the environment is part of the surveillance of environmental radiation. Natural radiation and natural radioactive substances are part of the surveillance programme in the period 2014 to 2017, because most of the exposure to radiation of the population comes from natural radiation.

Finns are exposed to ionising radiation originating from both natural and artificial sources. The average annual effective dose received by Finns is 3.2 mSv. Approximately half of this radiation dose, 1.6 mSv, originates from radon in indoor air. About one-fourth of the annual effective dose that Finnish people are exposed to, 0.78 mSv, is caused by other natural radiation.

In 2017, artificial radioactive substances from the soil (chiefly from Chernobyl fallout) subjected Finns to an average dose of external radiation of 0.011 mSv. In Finland, natural background radiation varies between 0.05 and 0.30 µSv per hour. Local variation in the dose rates results mainly from differences in the concentration of uranium and thorium in rock and soil. A layer of snow and ice dilutes radiation coming from the soil. A local and short-term increase in the dose rate might be caused by rain, which brings radon and its decay products closer to the surface of the ground.

In 2017, the radiation dose resulting from radioactive substances in the air was very small (Table 2.1). The dose from drinking water, milk and foodstuffs was likewise small. The most significant artificial radioactive substances causing a dose of radiation were ¹³⁷Cs ja ⁹⁰Sr. In 2017, the radiation dose caused by ¹³⁷Cs in the body was estimated to be less than 0.01 mSv/person, i.e less than 0.3% of the average annual radiation dose of Finnish people.

All in all, the exposure to radiation caused by artificial radioactive substances in the environment in 2017 was less than 0.02 mSv, which is insignificant compared to overall exposure to radiation.

Taulukko 2.1. Ympäristön keinotekkoisten radioaktiivisten aineiden aiheuttama säteilyaltistus vuonna 2017 eri lähteistä.

Tabell 2.1. Strålningsexponering orsakad av artificiella radioaktiva ämnen i miljön från olika källor 2017.

Table 2.1. Exposure to radiation caused by artificial radioactive substances in the environment from different sources in 2017.

Lähde, källa, source	Efektiiivinen säteilyannos, stråldoser, radiation dose (mSv)
Ulkoinen säteily, Extern stråling, External radiation	0,011
Ulkoilman radioaktiiviset aineet, Radioaktiva ämnen i uteluft, Airborne radioactive substances	0,0000001
Juomavesi, Radioaktiva ämnen i dricksvatten, Radioactive substances in drinking water	0,0001
Maito, Radioaktiva ämnen i mjölk, Radioactive substances in milk	0,0013
Elintarvikkeet, Radioaktiva ämnen i livsmedel, Radioactive substances in foodstuffs	alle 0,003
Yhteensä, Sammanlagt, In total	alle 0,02

3 Ulkoinen säteily

Suomessa ulkoisen säteilyn annosnopeutta valvotaan reaaliaikaisella ja kattavalla mittausasemaverkolla. Tähän STUKin ylläpitämään automaattiseen Uljas-valvontaverkkoon kuuluu noin 260 Geiger-Müller (GM)-antureilla varustettua mittausasemaa (kuva 3.1). Osa asemista on varustettu myös LaBr₃-spektrometreilla. Verkkoon on lisäksi liitetty ydinvoimalaitosten hallinnoimat laitosten ympäristössä sijaitsevat GM-antureilla varustetut mittausasemat. Ilmatieteen laitos ja puolustusvoimat seuraavat annosnopeutta omilla havaintoasemillaan. Lisäksi kunnilla on valmiudet ulkoisen säteilyn manuaaliseen valvontaan. Kuvassa 3.2 on esimerkki valvonta-aseman säteilyanturista.

Tulosten keruu

Kaikki mittausverkon tulokset talletetaan säteilyvalvonnan tietojärjestelmään USVAan, jonka keskuslaitteisto sijaitsee STUKin tiloissa. Automaattiset mittausasemat lähettävät tuloksensa heti niiden valmistuttua USVAan, USVan varajärjestelmään (Ilmatieteen laitoksen tiloissa) sekä paikalliseen hätäkeskukseen. Tietoliikenne keskuslaitteiston ja asemien välillä hyödyntää viranomaisille tarkoitettua radioverkkoa (Virve).

Hälytysten käsittely

Alin hälytysraja on 0,4 mikrosievertiä tunnissa tai säteilyn annosnopeuden nouseminen yli 0,1 mikrosievertiä tunnissa suuremmaksi kuin edellisten seitsemän vuorokauden annosnopeuden keskiarvo ko. asemalla. Tieto jonkin aseman hälytyksestä ja ympäröivien mittausasemien havaitsemista säteilytasoista on käytettävissä heti paitsi STUKissa myös siinä hätäkeskuksessa, jonka alueella asema sijaitsee. Hälytyksen syyn selvittäminen alkaa välittömästi.

Hälytykset

Vuoden 2017 aikana valvontaverkon GM-anturit hälyttivät kaksi kertaa. Toisessa tapauksessa syynä oli voimakkaan sateen aiheuttama radonpitoisuuden kasvu lähellä maanpintaa. Toisessa oli syynä läheisessä rakennuksessa tehty teollisuusradiografiakuvaus. Spektrometriverkossa ei ollut hälytyksiä vuoden 2017 aikana.

Tulosten välittäminen eteenpäin

STUK toimitti vuonna 2017 jatkuvasti kaikkien noin 260 mittausaseman yhden tunnin annosnopeustiedot julkisille [www-sivuilleen](http://www.sivuilleen) (www.stuk.fi). Kahdeksan mittausaseman koko vuoden mittaustulokset on esitetty kuvassa 3.3.

STUK ylläpitää palvelinta, josta erikseen sovitut ulkopuoliset käyttäjät (Euroopan komissio, Itämeren maiden neuvoston jäsenvaltiot; ks. kuva 3.4) voivat halutessaan hakea Suomen säteilytietoja. STUK toimittaa annosnopeustulokset myös Ilmatieteen laitoksen avoimen datan portaaliin.

Yhteistyökumppanit

STUKin keskeiset yhteistyökumppanit valtakunnallisessa ulkoisen säteilyn valvonnassa ovat Hätäkeskuslaitos, paikalliset pelastusviranomaiset, sisäasiainministeriö, puolustusvoimat ja Ilmatieteen laitos.

3 Extern strålning

Den externa stråldosraten i Finland övervakas i realtid med ett heltäckande mätstationsnät. I Strålsäkerhetscentralens automatiska övervakningsnät (bild 3.1) ingår cirka 260 mätstationer som försetts med GM-detektorer. En del av stationerna har också en LaBr_3 -spektrometer. Därtill är GM-mätstationerna kring de inhemska kärnkraftverken anslutna till nätet. Även Meteorologiska institutet och försvarsmakten följer med den externa strålningsraten med sina egna mätstationer, och i kommunerna finns det beredskap i att manuellt övervaka extern strålning. Ett exempel av en detektor vid en mätstation visas i bild 3.2.

Registrering av mätvärdena

Alla mätvärdena sätts in i stråltillsynens datasystem USVA, vars centraldatorer finns på Strålsäkerhetscentralen. De automatiska mätstationerna förmedlar resultaten kontinuerligt till USVA, dess reservsystem (på Meteorologiska institutet) och den lokala nödcentralen. Datatrafiken mellan centralsystemet och mätstationerna sker via myndigheternas radionät (Virve).

Hantering av alarm

Den lägsta larmgränsen i nätet är 0,4 mikrosievert i timmen men larmet genereras också i fall att dosraten överstiger medelvärdet under de sju senaste dygnen med 0,1 mikrosievert i timmen i stationen. Om strålningsnivån på någon mätstation överstiger larmgränsen, så vet både STUK och de lokala räddningsmyndigheterna genast om alarmet och även om strålningsnivåer på de näraliggande andra mätstationerna. Utredningen av orsaken till alarmet inleds omedelbart.

Alarm

Under år 2017 larmade GM-detektorer två gånger. Orsaken till det första alarmet var häftigt regn som ökade radonhalten nära marken. Orsaken till det andra alarmet var industriell radiografi i en byggnad nära mätstationen. Spektrometernätverket gav inga alarm under 2017.

Förmedling av mätvärdena

Under år 2017 visade Strålsäkerhetscentralen kontinuerligt en timmes mätvärden från alla cirka 260 mätstationer på sina offentliga www-sidor (www.stuk.fi). Mätvärdena från åtta stationer finns i bild 3.3.

Strålsäkerhetscentralen upprätthåller en server, där vissa andra parter (såsom Europakommissionen och medlemsländer i Östersjörådet; se bild 3.4) kan avläsa uppgifter om strålningen i Finland. Resultaten är också tillgängliga via Meteorologiska institutets portal för öppen data.

Samarbetspartner

Strålsäkerhetscentralens viktiga partner inom övervakningen av extern strålning är Nödcentralsverket och lokala räddningstjänstmyndigheter, inrikesministeriet, försvarsmakten och Meteorologiska institutet.

3 External radiation

Finland has an automatic nation-wide monitoring network for external dose rate, which consists of about 260 stations equipped with GM tubes (Fig. 3.1). Some stations include also a LaBr₃ spectrometer. The maintenance and development of the network are carried out by STUK. The monitoring stations situated around the domestic nuclear power plants and administrated by the power companies are also connected to the network. The Finnish Meteorological Institute and the Defence Forces have their own monitoring stations. In addition, the municipalities maintain readiness for performing manual radiation measurements in the case of an emergency. An example of a radiation detector is shown figure 3.2.

Data collection

All measurement results are stored in the data management system (USVA) of radiation surveillance, the central hardware of which is located in the facilities of STUK. Automatic monitoring stations send data continuously to USVA and its back-up system (at the Finnish Meteorological Institute), and to the local emergency response centre. The data communication between the central equipment and the stations uses the wireless network of the authorities (Virve).

Handling of alarms

An alarm is generated either if the dose rate at a monitoring station exceeds 0.4 microsieverts per hour or if it exceeds the average value during the previous seven days by 0.1 microsieverts per hour at station. Both STUK and the local authorities receive an alarm message and have also immediately access to the radiation levels at the other stations close to the alarming station. Activities finding the cause of the alarm will be started immediately after the alarm is given.

Alarms

During the year 2017 dose rate levels higher than normal background radiation were observed two times. One alarm was caused by heavy rain that brought radon down close to the ground. The other case was caused by industrial radiography that was made in a building near the measurement station. There were no alarms in spectrometer network during 2017.

Delivering of data

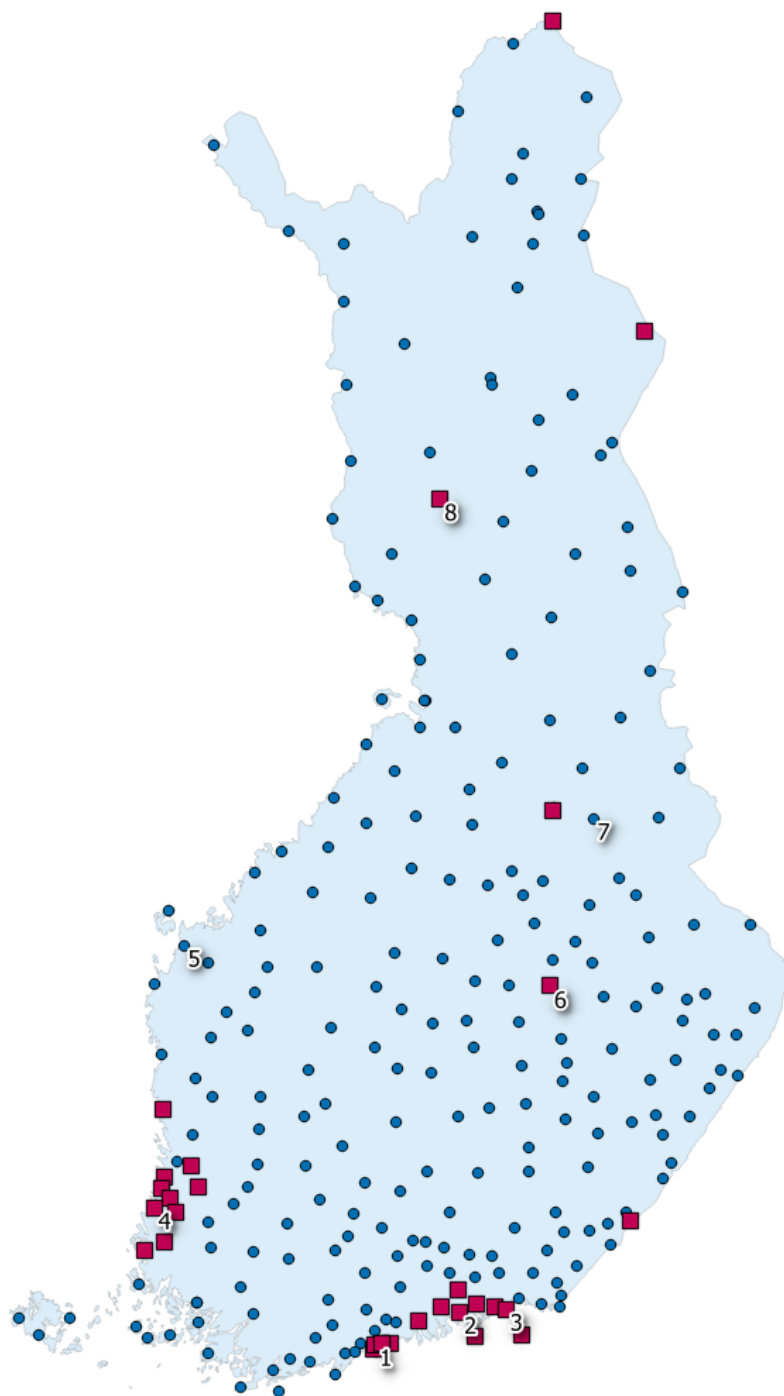
In 2017 one-hour monitoring data from all about 260 stations were continuously available on the public home pages of STUK (www.stuk.fi). The whole-year data from eight of the stations are shown in Fig. 3.3.

STUK maintains a server that can be accessed by authorised other parties (like the European Commission and the member countries of the Council of the Baltic Sea States; see Fig. 3.4) whenever they are interested in the Finnish radiation data.

STUK also dispatches the results of dose rate monitoring network to open data portal hosted by Finnish Meteorological Institute.

National co-operation partners

The most important co-operation partners of STUK within the monitoring of external radiation are the Emergency Response Centre Administration and local emergency response centres, Ministry of the Interior, Defence Forces and Finnish Meteorological Institute.



Kuva 3.1. Ulkoisen säteilyn valvontaverkon automaattiset mittausasemat. Punaiset neliösymbolit kuvaavat asemia, joilla on GM-anturin lisäksi LaBr₃-spektrometri. Kuvassa numeroitujen asemien mittaustulokset on esitetty kuvassa 3.3.

Bild 3.1. Automatiska mätstationer i nätet för extern strålning. Röda kvadrater representerar stationer som har både en GM-detektor och en LaBr₃-spektrometer. På bilden numreras de mätstationer, vars mätvärden finns i bild 3.3.

Fig. 3.1. Automatic dose-rate monitoring stations. Red squares indicate stations that have both a GM detector and a LaBr₃ spectrometer. The numbers refer to stations whose results are shown in Fig. 3.3.

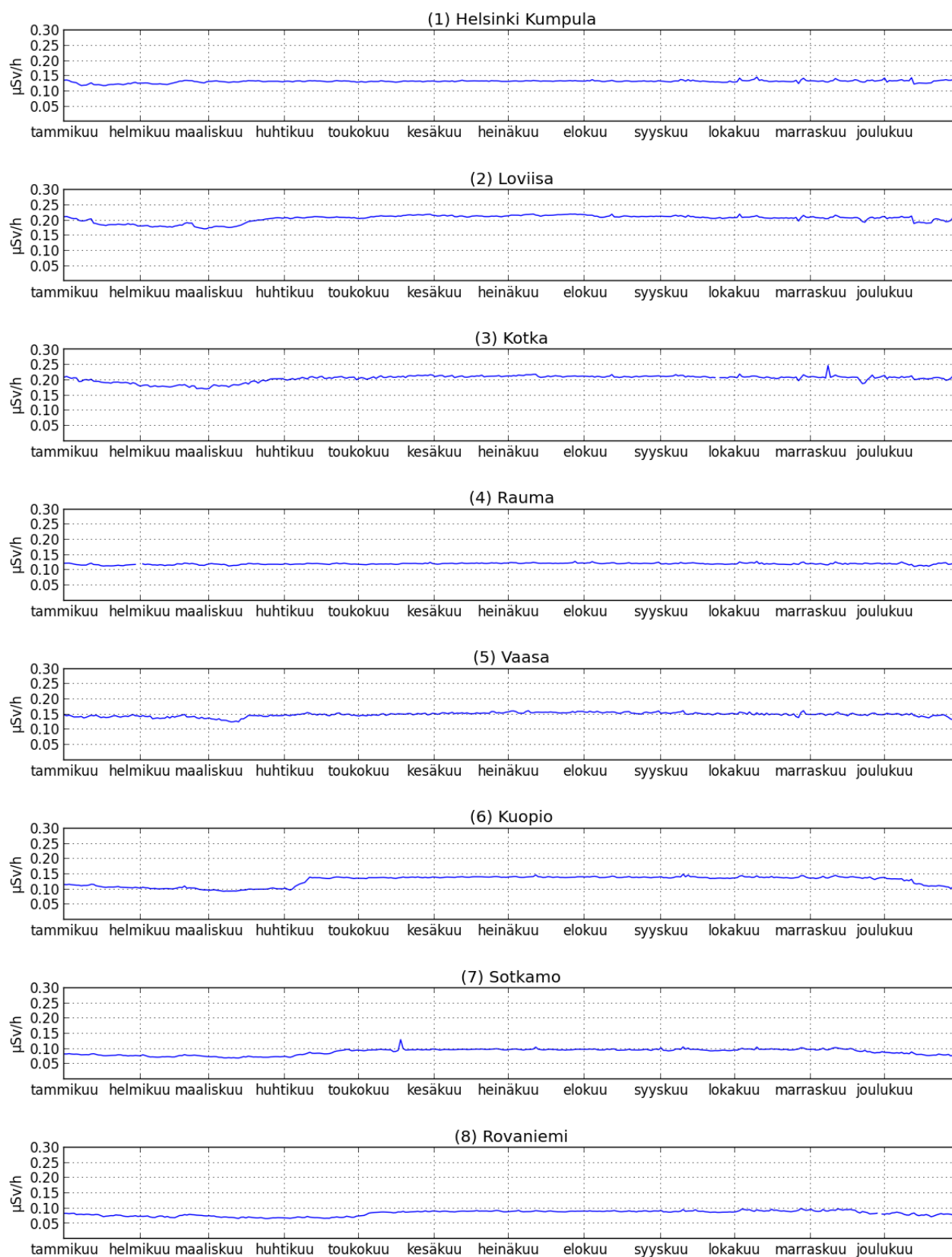


Kuva 3.2. Ulkoisen säteilyn valvontaverkon mittausaseman Pernajan anturit.

Bild 3.2. Detektorer vid mätstationen Pernå i övervakningsnätet för extern strålning.

Fig. 3.2. Detectors of the automatic dose-rate monitoring station at Pernaja.

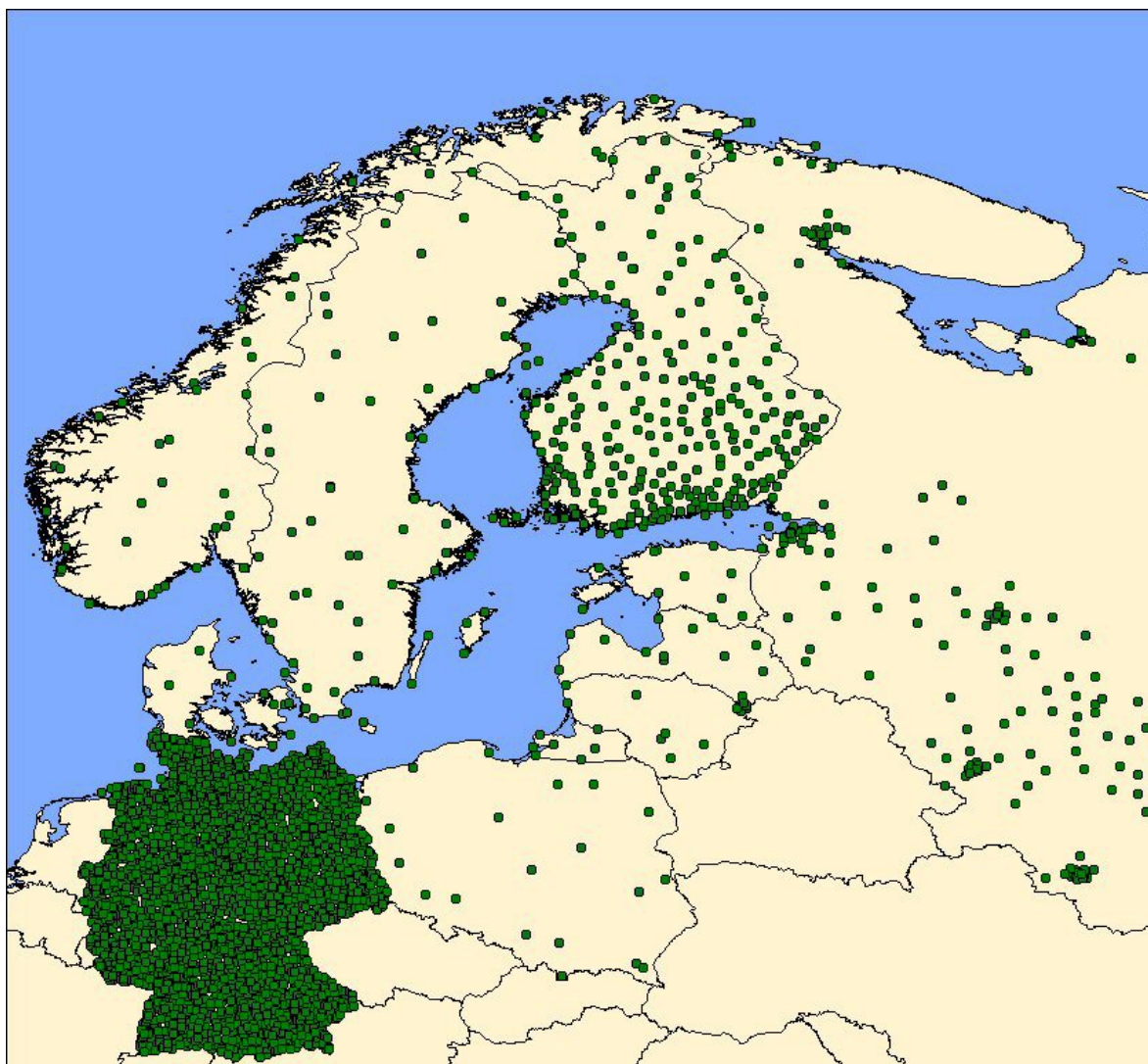
Päivittäiset annosnopeuskeskiarvot 01.01.2017 - 31.12.2017



Kuva 3.3. Ulkoisen säteilyn annosnopeus kahdeksalla mittausasemalla vuonna 2017.

Bild 3.3. Externa dosrater vid åtta mätstationer år 2017.

Fig. 3.3. Observed radiation levels at eight monitoring stations in 2017.



Kuva 3.4. Itämeren maiden neuvostoon kuuluvien valtioiden ulkoisen säteilyn valvontaverkkojen automaattiset mittausasemat. Huom! Islanti ei näy kuvassa lainkaan, Venäjän alueen asemista kartalla on esitetty vain läntisimmät ja Valko-Venäjän asemat puuttuvat kuvasta.

Bild 3.4. Automatiska mätstationer i näten för extern strålning av medlemsländer i Östersjörådet. Observera att Island fattas på kartan, bara de västligaste ryska mätstationer visas och Vitrysslands stationer fattas på bilden

Fig. 3.4. Automatic dose-rate monitoring stations of the member countries of the Council of the Baltic Sea States. Notice that Iceland is cropped out, only the westernmost stations of Russia are shown in the map and the stations of Belarus are missing in the picture.

Yhteyshenkilö: Tuomas Peltonen, Säteilyturvakeskus (tuomas.peltonen@stuk.fi)

Kontaktperson: Tuomas Peltonen, Strålsäkerhetscentralen (tuomas.peltonen@stuk.fi)

Contact person: Tuomas Peltonen, Radiation and Nuclear Safety Authority (tuomas.peltonen@stuk.fi)

4 Ulkoilman radioaktiiviset aineet

STUK valvoo ulkoilman radioaktiivisten aineiden pitoisuuksia kahdeksalla paikkakunnalla (kuva 4.1). Molempien ydinvoimalaitosten ympäristössä – Loviisassa ja Olkiluodossa – on neljä voimayhtiöiden valvonta-asemaa. Yhteenvedo voimalaitosten ympäristön säteilyvalvonnasta julkaistaan raporttisarjassa STUK-B.

4.1 Ulkoilman gamma-aktiiviset aineet

Näytteiden keräys

Ulkoilman sisältämiä radioaktiivisia aineita valvotaan pumpppaamalla suuria määriä ilmaa radioaktiiviset aineet pidättävien suodattimien läpi. Lasikuitusuodatin kerää radioaktiivisia aineita sisältävät hiukkaset ja aktiivihiihi-suodatin pidättää kaasumaisen radioaktiivisen jodin. Näytteet kerätään tehtävää varten suunnitelluilla kerääjillä (kuva 4.2). Kerääjissä on lasikuitusuodattimeen kertyvää radioaktiivisuutta monitoroiva LaBr_3 -spektrometri. Kerääjässä olevalla spektrometrillä voidaan havaita suodattimelle kertyvät keinotekoiset radioaktiiviset aineet jo näytteen keräyksen aikana, jos aineiden pitoisuus ulkoilmassa on tarpeeksi suuri.

Kerääjien suodattimet vaihdetaan yksi tai kaksi kertaa viikossa kerääjän mallista riippuen ja lähetetään STUKin laboratorioon Helsinkiin analysoitaviksi. STUKilla on myös Kuopiossa suodattimien mittamiseen tarvittava laitteisto, jolla aseman suodattimet mitataan paikan päällä ja tulokset analysoidaan Helsingissä. STUKin toimipisteessä Helsingissä on automaattilaitteisto joka kerää ja käsittelee suodattimen sekä analysoi ensimmäiset alustavat tulokset automaattisesti. Laite vaihtaa suodattimen vuorokauden välein.

Näytteiden käsittely ja mittaus

Laboratoriossa tehtävällä mittauksella suodattimista voidaan havaita hyvin pienet määrät radioaktiivisia aineita. Suodattimet mitataan gammaspektrometrillä ja spektristä tunnistetaan suodattimeen pidäytyneet radionuklidit. Radioaktiivisten aineiden havaitsemisraja ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) on nuklidikohtainen ja riippuu mm. suodatetusta ilmamäärästä, näytteen sisältämisestä muista radioaktiivisista aineista, näytteen iästä, mittausajasta, ilmaisimen havaitsemistehokkuudesta ja taustasuojasta (taulukko 4.1). Havaitsemisrajat ovat tyypillisesti alle miljardisosa siihen aktiivisuuspitoisuuteen nähden, joka aiheuttaisi väestön suojaustoimenpiteitä. Kerääjissä oleva, suodattimelle kertyvää radioaktiivisuutta mittaava LaBr_3 -spektrometri ei herkkyytensä puolesta riitä korvaamaan suodattimien laboratorioanalyysyä, mutta antaa ensisignaalin mikäli radioaktiivisten aineiden määrät ilmassa ovat riittävän suuria.

Tulokset

Kuvassa 4.3 on esitetty ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuuden keskiarvo näytteenkeräysjaksoilla havaintoasemittain. Tšernobylistä peräisin olevaa ^{137}Cs :a havaitaan ulkoilmassa jatkuvasti pieniä määriä. Keväisin havaitaan tyypillisesti muita vuodenaikoja suurempia pitoisuuksia ^{137}Cs :ää, joka johtuu maasta nousevan pölyn mukana kulkeutuneesta vanhasta laskeumasta. Kuvassa 4.4 on esitetty ^{137}Cs aktiivisuuspitoisuuden kuu-kausikeskiarvot pitkällä aikavälillä Helsingin seudulta. Keinotekoisien radioaktiivisten aineiden määrät ulkoilmassa ovat olleet erittäin pieniä, eikä niillä ole ollut terveysvaikutuksia. Vuonna 2017 suomalaiset saivat ulkoilman keinotekoisista radioaktiivisista aineista keskimäärin noin 0,0000001 mSv säteilyannoksen.

Taulukossa 4.2 on esitetty vuoden 2017 aikana tehty poikkeavat keinotekoisien radioaktiivisten aineiden havainnot. Vuonna 2017 havaittiin kaksi poikkeuksellisen laajalle levinnyttä päästöä. Tammi- ja Helmikuussa havaittiin jodin isotooppia 131 suurtehokerääjillä (Kotkassa, Kajaanissa ja Rovaniemellä) kerätyissä näytteissä. Päästö havaittiin myös monissa muissa Euroopan maissa. Lokakuussa havaittiin ruteniumin isotooppia 106. Suomessa ^{106}Ru havaittiin kaikilla asemilla kerätyissä näytteissä. Muualla Euroopassa, missä ^{106}Ru pitoisuudet olivat huomattavasti korkeampia, voitiin näytteistä havaita myös ^{103}Ru . Näiden päästöjen lisäksi touko- ja kesäkuussa havaittiin voimalaitosperäisiä radionuklideja Kotkassa ja Imatralla kerätyissä näytteissä. Voimalaitosperäisiä radionuklideja havaittiin myös heinäkuussa Kotkassa kerätyissä näytteissä.

4 Radioaktiva ämnen i uteluft

Strålsäkerhetscentralen övervakar halten av luftburna radioaktiva ämnen nära jordytan på åtta orter och försvarsmakten på en ort i Finland (bild 4.1). Nära kärnkraftverken i Lovisa och Olkiluoto har kraftbolagen fyra mätstationer, vars resultat rapporteras i Strålsäkerhetscentralens rapportserie STUK-B.

4.1 Gamma-aktiva ämnen i uteluft

Insamling av prov

Radioaktiva ämnen i uteluften övervakas genom att stora mängder luft pumpas genom ett filter, varvid de radioaktiva ämnena fastnar i filtret. Ett glasfiberfilter fångar partiklar som kan innehålla radioaktiva ämnen, och ett filter av aktivt kol fångar radioaktiv jodgas. Proven samlas in med en aerosolsamlare som planerats enkom för detta ändamål (bild 4.2). En del av dessa aerosolsamlare har en LaBr_3 -spektrometer som mäter radioaktiviteten i glasfiberfiltret. Ifall halten av radioaktiva ämnen i luften är tillräckligt stor, så kan spektrometern upptäcka dessa medan filtret ännu är i bruk.

Filtren byts ut en eller två gånger i veckan beroende på aerosolsamlarmodellen och sänds till Strålsäkerhetscentralens laboratorium i Helsingfors för att analyseras. Filtren från Kuopios mätstation mäts på plats och resultaten skickas till Helsingfors för analys. I Helsingfors har Strålsäkerhetscentralen utrustning som automatiskt samlar in, hanterar och analyserar preliminära resultat av filtrena. Apparaturen byter filter en gång per dygn.

Hantering och mätning av proven

Med hjälp av noggranna mätningar i laboratorier kan ytterst små mängder radioaktiva ämnen som fastnat i filtren observeras. Filtren mäts med en gammaspекtrometer och radionukliderna identifieras utgående från spektrumet. Observationsgränsen uttrycks i $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ och beror bl.a. på vilken nuklid det gäller, hur stor mängd luft som passerat filtret, andra radioaktiva ämnen i provet, provets ålder, mättiden, detektorns känslighet samt skyddet mot bakgrundsstrålning (tabell 4.1). Observationsgränserna är i allmänhet under en miljarddel av den koncentrationsnivå som skulle föranleda åtgärder för att skydda befolkningen. Mätssystemen, som finns i en del av aerosolsamlarna och som övervakar halten av radioaktiva ämnen i filtren medan dessa ännu är i bruk, är inte tillräckligt känsliga för att ersätta laboratorieanalyser. Ifall halten av radioaktiva ämnen i luften är tillräckligt stor, så kan spektrometern upptäcka dessa medan filtret ännu är i bruk.

Mätresultat

På bild 4.3 visas medelvärdet för ^{137}Cs -aktivitetshalten under provtagningsperioderna enligt observationsstation. Små halter ^{137}Cs som härstammar från Tjernobyl observeras ständigt. Under våren uppmäts ofta högre halter av ^{137}Cs än under de övriga årstiderna, vilket har att göra med gammalt nedfall som sprids med uppstigande markdamm. På bild 4.4 visas det månatliga medelvärdet för ^{137}Cs aktivitetshalt på lång sikt i Helsingfors. Den höga aktivitetshalten som uppmättes i mars har tagits bort från materialet på bilden. Observationen i mars var lokalt begränsad till STUK:s fastighet och kan inte anses representera ^{137}Cs -halten i Helsingfors. Mängderna av artificiella radioaktiva ämnen i utomhusluften har varit mycket små och de har inte haft någon påverkan på hälsan. År 2017 fick finländarna i medeltal en stråldos på ca 0,0000001 mSv från konstgjorda radioaktiva ämnen i uteluften.

Avvikande upptäckter av konstgjorda radioaktiva ämnen i uteluften under år 2017 presenteras i tabell 4.2. År 2017 observerades två utsläpp som spridit sig över ett exceptionellt omfattande område. I januari och februari observerades isotopen jod-131 med provtagare för stora luftvolym (Kotka, Kajana och Rovaniemi). Utsläppet observerades även i många andra europeiska länder. I oktober observerades isotopen rutenium-106. I Finland observerades ^{106}Ru i prover som tagits vid alla stationer. Annanstans i Europa var ^{106}Ru -halterna var betydligt högre kunde man observera även ^{103}Ru . Utöver dessa utsläpp observerades i maj och juni radionuklider från kraftverk i prover från Kotka och Imatra. Radionuklider från kraftverk observerades även i prover från Kotka i juli.

4 Airborne radioactive substances

STUK operates eight sampling stations for nationwide monitoring of airborne radioactive substances. The Defence Forces has one station (Fig. 4.1). In addition, four samplers are located around each of the nuclear power plants in Loviisa and Olkiluoto. Their results are reported in STUK-B report series.

4.1 Gamma activity of ground level air

Sampling

Sampling is performed by filtrating large amounts of air. Airborne radioactive particles are deposited on glass fibre filters whereas charcoal filters are used to trap gaseous iodine. Sampling is performed using specially designed samplers (Fig. 4.2). Some of the samplers have been equipped with a LaBr₃-spectrometer to monitor activity depositing on the filter. These spectrometers enable the detection of artificial radioactivity during sample collection if the activity in the outdoor air is high enough.

The filters are changed once or twice a week depending on the sampler type and are sent to STUK laboratory in Helsinki for analysis. In the Kuopio monitoring station STUK has on-site equipment for filter measurements. These measurements are analysed in Helsinki. The sampler at the STUK offices in Helsinki is robotic: sampling, filter processing, analysis of the first preliminary results are done automatically with a one day filter change interval.

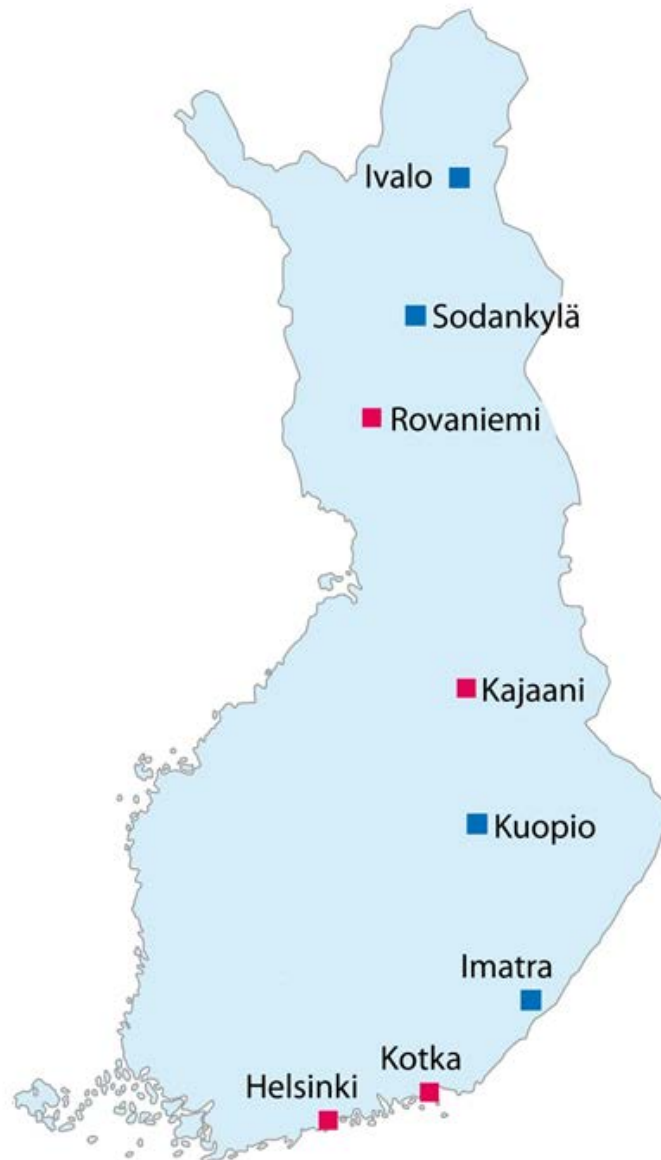
Sample treatment and analysis

Small quantities of radioactive material can be detected in the samples in laboratory analysis. Filters are measured using a high-resolution gamma-ray spectrometer and different radionuclides are identified from the measured spectrum. Nuclide-specific minimum detectable concentrations ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) depend on the filtered air volume, on the activity of other radionuclides in the sample, on the measuring time and the decay time before the measurement, detection efficiency and the background shield (Table 4.1). Detection limits are typically a billion times smaller than the concentrations which may lead to protective actions being taken. The sampler spectrometers monitoring activity depositing on the filter are not sensitive enough to substitute for filter laboratory analysis. However, spectrometers gives first signal if the activity in the outdoor air is high enough.

Results

Figures 4.3 and 4.4 shows the average of ^{137}Cs activity content during the sampling periods at each observation station. The ^{137}Cs from Chernobyl is constantly detected in outdoor air in small quantities. In spring, higher contents of ^{137}Cs were typically observed than in other seasons, which results from old fallout that is carried in dust rising from the ground. Figure 4.5 shows the monthly averages of ^{137}Cs activity content in the long term in the Helsinki region. The great activity content observed in March has been removed from the material in this figure. The March observation was local to STUK's premises, so it cannot be considered to be representative of the ^{137}Cs content in Helsinki. The amounts of artificial radioactive substances in external air have been extremely small, and have had no impact on health. Airborne artificial radioactive substances were estimated to cause a radiation dose of about 0.0000001 mSv per capita in Finland in 2017.

Detected unusual artificial radioactivity in 2017 is listed in table 4.2. Two exceptionally wide-spread releases were observed in 2017. In January and February, iodine isotope 131 was found in samples collected with high-volume samplers (in Kotka, Kajaani and Rovaniemi). The release was also detected in many other European countries. Isotope ruthenium-106 was observed in October. In Finland, ^{106}Ru was found in samples collected at all stations. In other parts of Europe, where ^{106}Ru concentrations were significantly higher, ^{103}Ru was also detected in the samples. In addition to these releases, radionuclides originating from power plants were found in samples collected in Kotka and Imatra in May and June. Radionuclides from power plants were also observed in samples collected in Kotka in July.



Kuva 4.1. Ulkoilman ja laskeuman sisältämien radioaktiivisten aineiden keräysasemat. STUK ylläpitää asemia ja analysoi niiden näytteet. Punaisella merkityillä asemilla on käytössä suuritehoiset ilmankerääjät ($550 - 900 \text{ m}^3/\text{h}$), sinisellä merkityissä asemilla käytössä on käytössä pienempitehoiset ($150 \text{ m}^3/\text{h}$) ilmankerääjät.

Bild 4.1. Mätstationer för radioaktiva ämnen i uteluft och nedfall. Strålsäkerhetscentralen upprätthåller de stationerna och analyserar proven från dem. De röda stationerna har luftinsamlare med hög effekt ($550 - 850 \text{ m}^3/\text{h}$), de blåa stationernas luftinsamlare har mindre effekt ($150 \text{ m}^3/\text{h}$).

Fig. 4.1. Sampling locations for airborne radioactive substances and deposition. STUK operates the stations. The stations marked with red colour have high-powered air samplers ($550 - 850 \text{ m}^3/\text{h}$) and the stations marked with blue have low-powered air samplers ($150 \text{ m}^3/\text{h}$).



Kuva 4.2. Imatran monitorointiaseman hiukkaskerääjä. Kuvassa näkyy myös Ritva-laskeumakerääjä. Kuvassa vaihdetaan huoltoreissun yhteydessä ilmakerääjän suodatin.

Bild 4.2. Aerosolsamlaren i Imatra. Även nedfallsinsamlaren Ritva syns på bilden. På bilden byts luftinsamlarens filter ut under en underhållsresa.

Fig. 4.2. Air sampler at Imatra monitoring station. Also the deposition sampler Ritva can be seen in the picture. The filter of the air sampler is changed during the maintenance work.

Taulukko 4.1. Hiukkaskerääjien virtausnopeudet, näytteenvaihtotiheydet sekä eräiden radionuklidien tyypilliset havaitsemisrajat. Lisäksi taulukkoon on merkitty onko asemalla suodattimelle kertyvää radioaktiivisuutta monitoroiva laitteisto.

Tabell 4.1. Luftflödet genom filtret, provtagningsfrekvenserna samt typiska observationsgränser för några radionuklider. Tabellen berättar även om stationen mäter filtrena medan dessa ännu är i bruk.

Table 4.1. Flow rates of the air samplers, the sampling frequencies and typical detection limits for some radionuclides. The station's capability to monitor activity deposited on the filter is also marked in the table.

Site	Flow rate (m ³ /h)	Sampling frequency (wk-1)	Typical detection limit (microBq/m ³)			Sampling with on-line monitor
			Cs-134	Cs-137	I-131	
Helsinki*	550	7	2,8	2,8	3,1	yes
Kotka	850	1	0,1	0,1	0,2	yes
Imatra	150	2	0,4	0,4	0,6	yes
Kuopio	150	2	1,2	1,2	1,4	yes
Kajaani	850	1	0,1	0,1	0,2	yes
Rovaniemi	850	1	0,1	0,1	0,2	yes
Sodankylä	150	2	0,4	0,4	0,7	yes
Ivalo	150	2	0,3	0,3	0,6	yes

* Helsingin korkeampi määrittäysraja johtuu lyhyemmästä mittausajasta ja kerätystä ilmamäärästä.

* Observationsgränsen är högre i Helsingfors på grund av den kortare mättiden och mängden insamlad luft.

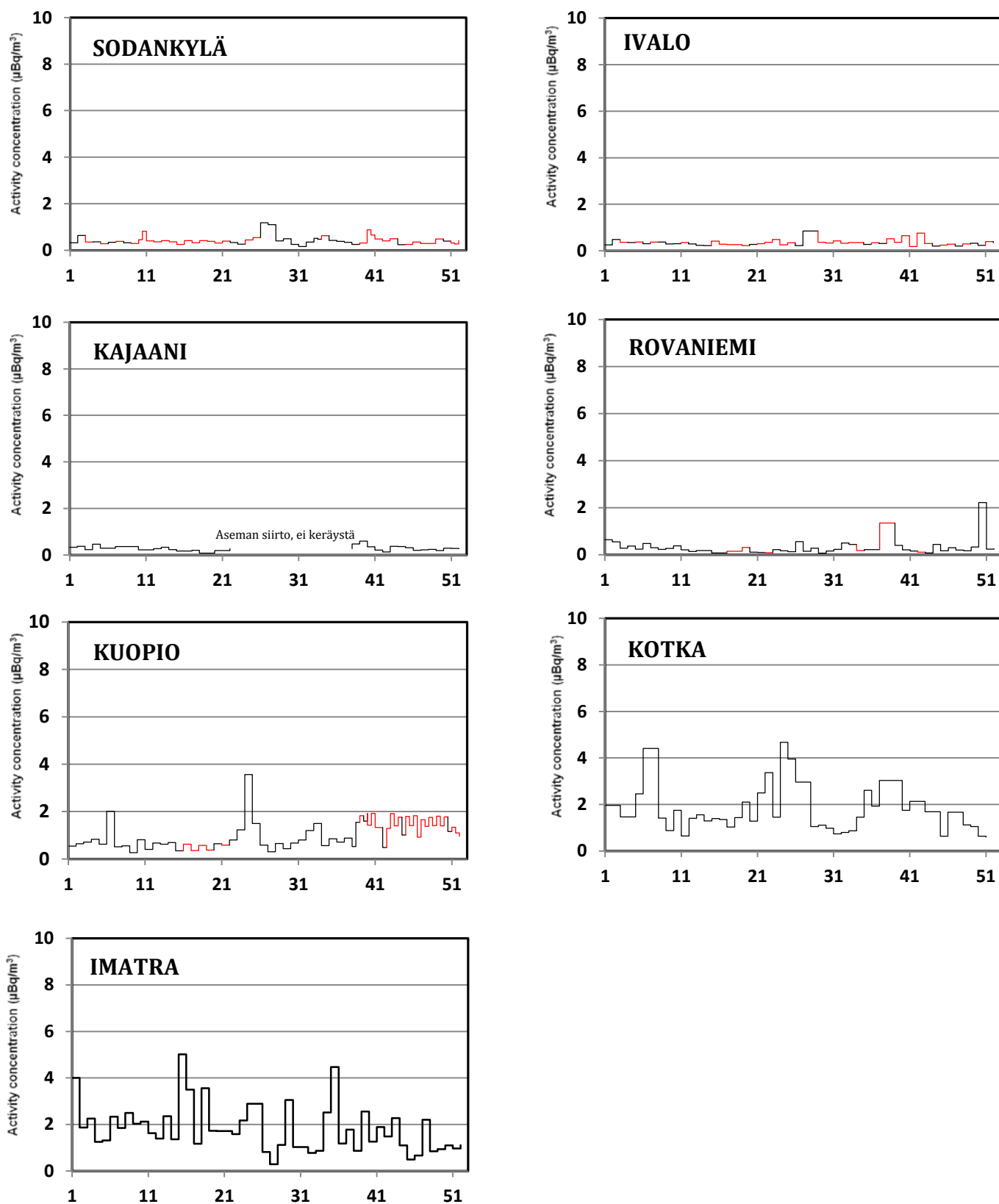
* The higher detection limit of Helsinki is due to shorter measurement time and the collected air volume.

Taulukko 4.2. Hiukkaskeräysasemilla vuonna 2017 tehdyt poikkeavat keinotekoisten radioaktiivisten aineiden havainnot.

Tabell 4.2. Observationer av de avvikande artificiella radionukliderna i uteluften år 2017.

Table 4.2. Observations of unusual artificial radionuclides in outdoor air during the year 2017.

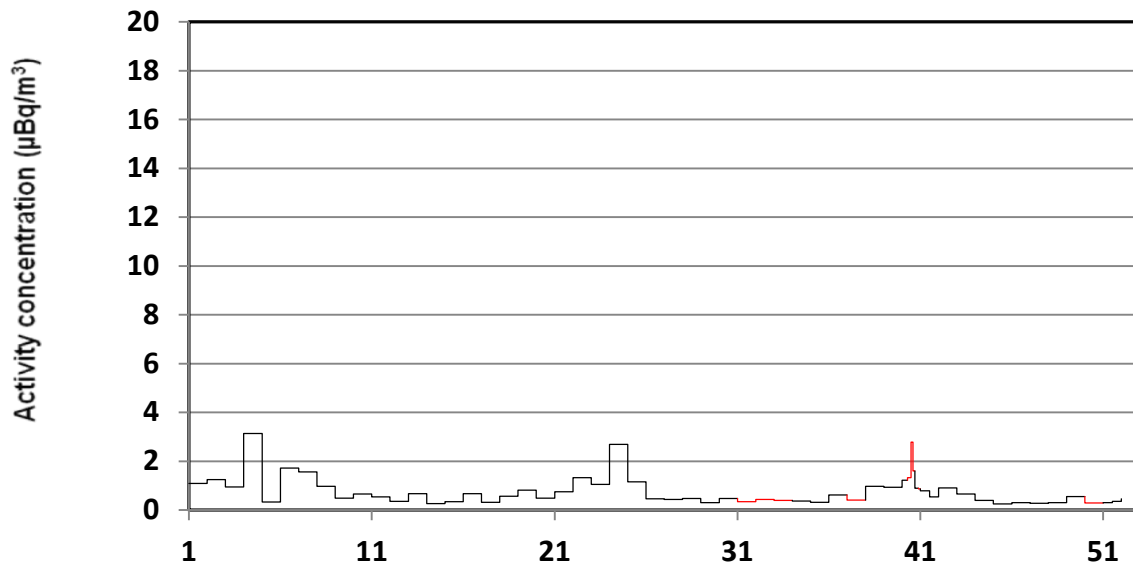
Site	Nuklidi	Sampling period	Average concentration microBq/m ³ (two sigma uncertainty %)
Rovaniemi	¹³¹ I	9.1. – 16.1.2017	0.3 (38)
Kotka	¹³¹ I	30.1. – 7.2.2017	0.3 (37)
Kajaani	¹³¹ I	7.2. – 28.2.2017	0.3 (29)
Rovaniemi	¹³¹ I	20.2. – 27.2.2017	0.3 (28)
Kotka	⁵⁴ Mn	8.5. – 15.5.2017	0.8 (17)
Kotka	⁵⁹ Fe	8.5. – 15.5.2017	0.7 (20)
Kotka	⁶⁰ Co	8.5. – 15.5.2017	0.8 (14)
Kotka	⁹⁵ Nb	8.5. – 15.5.2017	0.4 (25)
Kotka	¹⁰³ Ru	8.5. – 15.5.2017	0.2 (31)
Kotka	¹³⁴ Cs	8.5. – 15.5.2017	0.4 (20)
Kotka	⁶⁰ Co	15.5. – 24.5.2017	0.1 (43)
Kotka	¹³⁴ Cs	15.5. – 24.5.2017	0.1 (33)
Kotka	⁵⁴ Mn	24.5. – 29.5.2017	0.1 (32)
Kotka	⁵⁹ Fe	24.5. – 29.5.2017	0.2 (49)
Imatra	⁵⁴ Mn	29.5. – 8.6.2017	0.3 (44)
Kotka	⁶⁰ Co	12.7. – 19.7.2017	0.2 (20)
Kotka	⁵⁴ Mn	24.7. – 31.7.2017	0.1 (48)
Kotka	⁵⁹ Fe	24.7. – 31.7.2017	0.2 (59)
Kotka	¹⁰⁶ Ru	11.9. – 4.10.2017	16 (8)
Helsinki	¹⁰⁶ Ru	28.9. – 3.10.2017	64 (19)
Ivalo	¹⁰⁶ Ru	2.10. – 5.10.2017	138 (8)
Kuopio	¹⁰⁶ Ru	2.10. – 5.10.2017	217 (9)
Sodankylä	¹⁰⁶ Ru	2.10. – 5.10.2017	107 (16)
Rovaniemi	¹⁰⁶ Ru	2.10. – 9.10.2017	61 (7)
Helsinki	¹⁰⁶ Ru	3.10. – 4.10.2017	849 (9)
Helsinki	¹⁰⁶ Ru	3.10. – 5.10.2017	453 (7)
Imatra	¹⁰⁶ Ru	3.10. – 5.10.2017	288 (16)



Kuva 4.3. ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuuksien viikkokeskiarvot ulkoilmassa eri valvonta-asetilla vuonna 2017. Punaisella värillä merkityillä jaksoilla ^{137}Cs ei ole havaittu ja kuvaan merkitty lukuarvo on puolet havaitsemisrajasta. Keväällä ^{137}Cs -pitoisuuksissa esiintyy keskimääräistä suurempia arvoja maan pinnalta kohoavan pölyn vuoksi.

Bild 4.3. Veckomedeltal av ^{137}Cs -koncentrationer i uteluften på olika mätstationer år 2017. Under perioderna märkta med rött har inget ^{137}Cs upptäckts och värdet i tabellen motsvarar hälften av observationsgränsen. På våren förekommer högre ^{137}Cs -koncentrationer på grund av damm från jordytan.

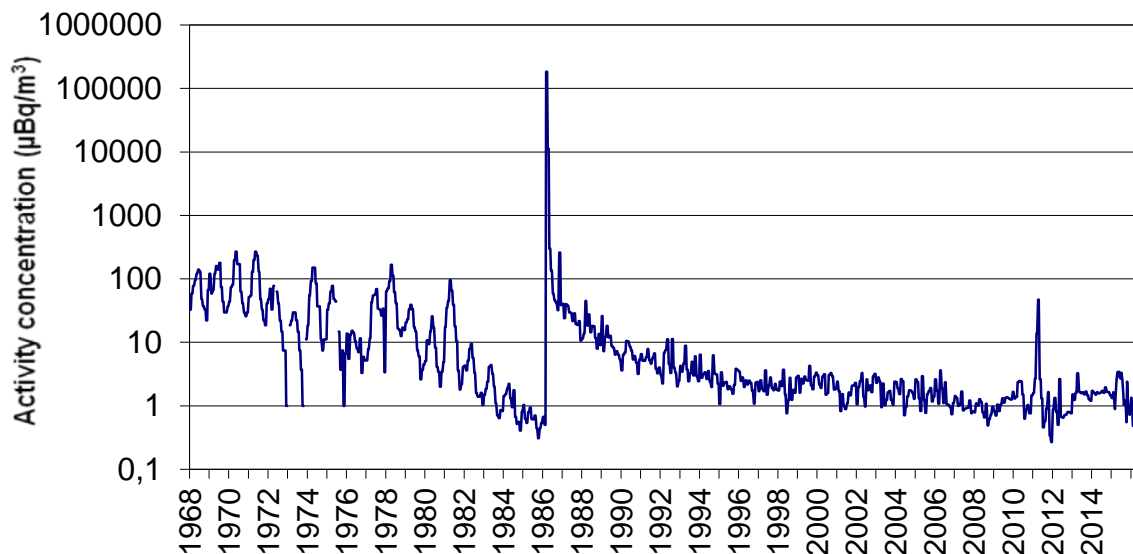
Fig. 4.3. Weekly averages of airborne ^{137}Cs activity concentrations at different monitoring stations in 2017. During the periods marked with red ^{137}Cs was not observed and the value shown in the graph is half of the detection limit. In the spring time higher than average ^{137}Cs concentrations are detected due to dust rising from the ground.



Kuva 4.4. Ilman ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuuden viikkokeskiarvo Helsingin asemalla vuonna 2017.

Bild 4.4. Veckomedelvärde för ^{137}Cs -koncentrationen i luften i mätstationen i Helsingfors år 2017. Den höga halten ^{137}Cs i vecka 10 berodde på ^{137}Cs -kontaminationsfallet som skedde i STUK:s kontorsbyggnad.

Fig. 4.4. The weekly average of ^{137}Cs activity concentration in 2017 at Helsinki station. The high ^{137}Cs concentration in week 10 was due to contamination incident at STUK premises.



Kuva 4.5. Ilman ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuuden kuukausikeskiarvot Helsingin seudulla vuosina 1968 – 2017. Ennen Tšernobylin onnettomuutta (v. 1986) esiintyvä ^{137}Cs on peräisin ilmakehässä tehdyistä ydinasekokeista. Tälle laskeumalle on tyypillistä kuvassa näkyvä vuodenaikaisvaihtelu. Fukushima Daiichin ydinvoimalaitosonnettomuus näkyy piikkinä vuoden 2011 alussa.

Bild 4.5. Månadsmedeltal för ^{137}Cs -koncentrationen i Helsingforsregionen år 1968 – 2017. ^{137}Cs som förekom före Tjernobyl olyckan (år 1986) härstammar från kärnvapenprov i atmosfären. Årstidsvariationerna som framgår ur bilden är typiska för detta gamla nedfall. Fukushima Daiichi olyckan syns som en pik i början av 2011.

Fig. 4.5. Airborne activity concentrations of ^{137}Cs in Helsinki in 1968 – 2017. Before the Chernobyl accident in 1986, ^{137}Cs originated from atmospheric nuclear weapon tests. The regular seasonal fluctuation seen in the figure was typical for this old deposition. Fukushima Daiichi accident is seen as a peak at the beginning of year 2011.

4.2 Ulkoilman kokonaisbeeta-aktiivisuus

Ilmatieteen laitos on seurannut pintailman kokonaisbeeta-aktiivisuutta vuodesta 1959. Vuonna 2017 toiminnassa oli yhdeksän viikkonäytteitä keräävää asemaa (kuvat 4.6 ja 4.7).

Näytteiden keräys

Näytteet kerätään imemällä ulkoilmaa suodattimien läpi. Suodattimet vaihdetaan maanantaiaamuisin kello 8 Suomen talviaikaa. Keräinlaitteistossa käytetään kahta suorakaiteen muotoista paperi- tai lasikuitusuodatinta, joiden koko on 120 mm x 140 mm. Viikossa suodatettu ilmamäärä paperi-suodattimilla on noin 800 m³ ja lasikuitusuodattimilla noin 4 000 m³.

Näytteiden mittaus

Aerosolinäytteiden kokonaisbeeta-aktiivisuus mitataan noin viisi päivää keräyksen lopettamisen jälkeen, jolloin ²²²Rn:n lyhytikäiset tytärnuklidit ovat hajonneet ²¹⁰Pb:ksi ja ²²⁰Rn:n tytärnuklidit pysyväksi ²⁰⁸Pb:ksi. Näin ollen mitattu kokonaisbeeta-aktiivisuus koostuu ²¹⁰Pb:stä sekä mahdollisista keinotekoisista radioaktiivisista aineista. Mittaukset tehdään automaattisella alfa/beeta-analysaattorilla, jossa ilmaisimina käytetään verrannollisuuslaskureita.

Tulokset

Kuvassa 4.8 on esitetty ulkoilman pitkäikäisen beeta-aktiivisuuden viikottaiset pitoisuudet yhdeksällä seuranta-asetalla vuonna 2017. Käyrät kuvaavat lähinnä ²¹⁰Pb:n pitoisuutta pintailmassa. Koska ilmakehään ²¹⁰Pb on peräisin maaperästä ilmakehään siirtyneestä ²²²Rn:sta, riippuu ²¹⁰Pb:n pitoisuus suursäätälanteesta eli ilmamassojen stabiilisuudesta ja alkuperästä. Korkeimmat pitoisuudet ovat mantereellisissa ilmamassoissa ja pienimmät merellisissä ja arktisissa ilmamassoissa. Utössä 21.9. – 5.10.2017 havaitut korkeat kokonaisbeeta-aktiivisuuden arvot (780 ja 2 080 µBq/m³) johtuvat ympäri Eurooppaa ilmassa havaitusta rutenium-106:sta.

4.2 Total beta aktivitet i uteluft

Meteorologiska institutet har mätt total betaaktivitet i luften nära markytan sedan år 1959. På nio stationer samlades aerosolprov varje vecka under året 2017 (bilder 4.6 och 4.7).

Provtagning

Proven tas genom att luften sugas genom filter. Filtren byts varje måndag klockan 8 enligt finsk vintertid. I apparaten används två rektangelformiga filter, som består av papper eller glasfiber och som har dimensionen 120 x 140 mm. Luftmängden är ca 800 m³ i veckan genom pappersfiltret och ca 4 000 m³ i veckan genom glasfiberfiltret.

Mätning av proven

Aerosolprovets totala betaaktivitet mäts ca fem dagar efter att proven har tagits, varvid de kortlivade dotternukliderna till ²²²Rn har blivit ²¹⁰Pb och dotternukliderna till ²²⁰Rn har blivit stabilt ²⁰⁸Pb. Den uppmätta totala betaaktiviteten består sålunda av ²¹⁰Pb och eventuella konstgjorda radioaktiva ämnen. Mätningarna utförs med en automatisk alfa/beta-analysator med proportionalitetsräknare.

Mätresultat

I bild 4.8 visas koncentrationer av långlivad betaaktivitet på nio bevakningsstationer under året 2017. Kurvorna visar närmast halten av ²¹⁰Pb i luften nära marken. Eftersom atmosfärens ²¹⁰Pb kommer från ²²²Rn i marken, varierar halten av ²¹⁰Pb i takt med väderläget i stort, det vill säga luftmassornas stabilitet och ursprung. De högsta halterna finns i kontinentala luftmassor och de minsta i luft som rört sig ovanför hav eller arktiska områden. De höga betaaktivitetsvärden observerade på Utö 21.9. – 5.10.2017 (780 och 2 080 µBq/m³) beror på rutenium-106 som upptäcktes omkring Europa i luften.

4.2 Gross beta activity of ground level air

The Finnish Meteorological Institute (FMI) has monitored gross beta activity of aerosol particles since 1959. Weekly aerosol samples were collected at nine stations in 2017, using filter sampling (Figures 4.6 and 4.7).

Sample collection

Filters of the samplers operating on a weekly cycle are changed every Monday at 06 UTC. The sampling equipment uses two rectangular paper or glass fibre filters with a filtering area of 120 mm x 140 mm. The weekly air volumes are 800 m³ and 4,000 m³ for paper and glass fibre filters, respectively.

Measurements

The gross beta activity content of the filters are measured five days after the end of sampling when the short-lived radon (²²²Rn) daughters have decayed to ²¹⁰Pb and the thoron (²²⁰Rn) daughters have decayed to stable ²⁰⁸Pb. Therefore the measured gross beta activity consists of ²¹⁰Pb and possible artificial beta emitters. The measurements are carried out with an automatic alpha/beta analyser equipped with proportional counters as detectors.

Results

The observed gross beta activity concentrations at five monitoring stations in 2017 are presented in figure 4.8. The curves are essentially records of the concentration of ²¹⁰Pb, the long-lived daughter nuclide of the radioactive noble gas ²²²Rn which enters the atmosphere by diffusion from the ground. Concentration of ²¹⁰Pb depends mainly on the stability and origin of the air masses at the site. The highest concentrations are associated with continental air masses. By contrast, the lowest concentrations are associated with maritime and Arctic air masses because in these areas there are practically no sources of radon. The high gross beta activity concentration observed at the Utö monitoring station between 21 September and 5 October 2017 (780 and 2,080 µBq/m³) is due to the ruthenium-106 plume that was observed around Europe.



Kuva 4.6. Seuranta-asemat vuonna 2017.

Bild 4.6. Bevakningsstationerna under året 2017.

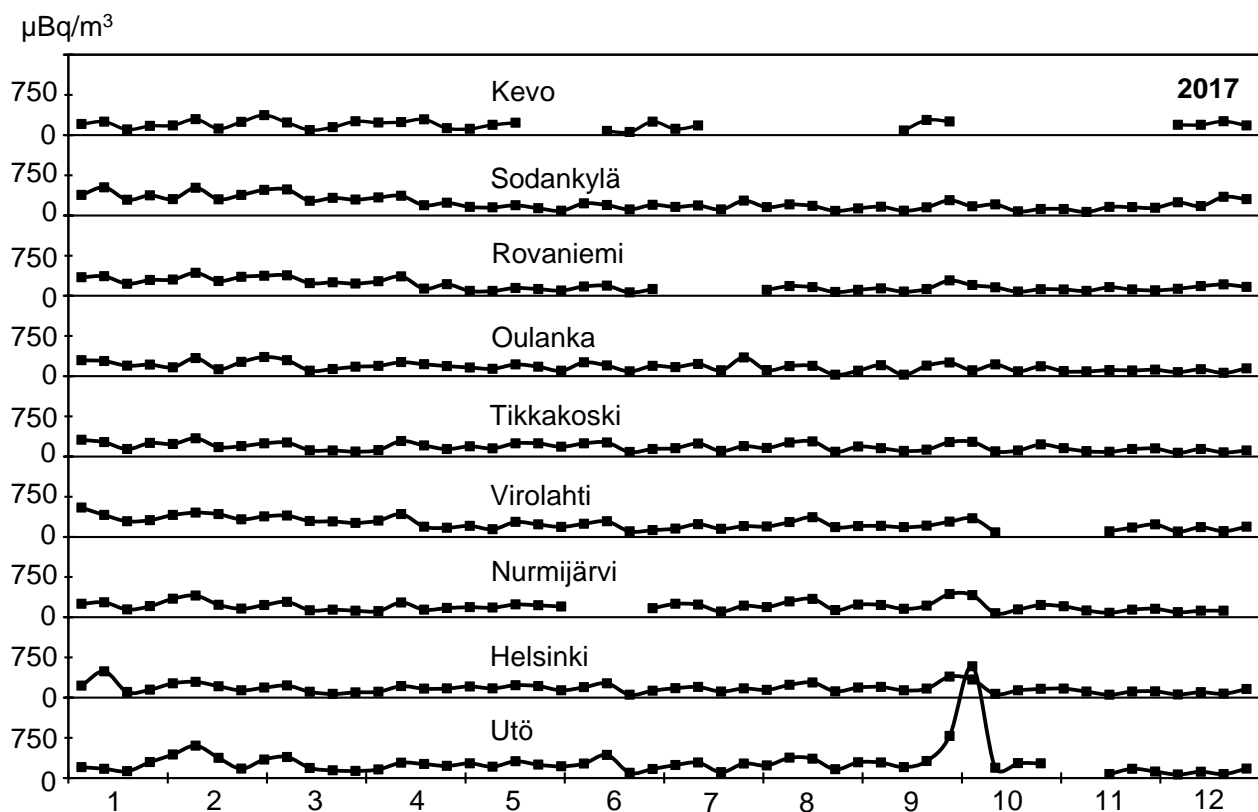
Fig. 4.6. Monitoring stations in 2017.



Kuva 4.7. Seuranta-asema Rovaniemen lentoasemalla. Asema siirrettiin vanhasta terminaalirakennuksesta mittauskonttiin entisen poikittaiskiitotien läheisyyteen syksyllä 2017.

Bild 4.7. Bevakningsstationen på Rovaniemi flygplats. Stationen flyttades från den gamla terminalbyggnaden till en ny mätningcontainer nära den förra tvärgående startbanan på hösten 2017.

Fig. 4.7. Monitoring station at the Rovaniemi airport. The station was moved from the old terminal building to a new measurement container close to the old transverse runway in autumn 2017.



Kuva 4.8. Aerosolin pitkäikäisen beeta-aktiivisuuden pitoisuudet ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) vuonna 2017.

Bild 4.8. Koncentrationer ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) av långlivad betaaktivitet i aerosoler år 2017.

Fig. 4.8. Concentrations of aerosol-bound long-lived gross beta activity ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) in 2017.

Ulkoilman gamma-aktiivisuus:

Yhteyshenkilö: Tero Karhunen, Säteilyturvakeskus (tero.karhunen@stuk.fi)

Kontaktperson: Tero Karhunen, Strålsäkerhetscentralen (tero.karhunen@stuk.fi)

Contact person: Tero Karhunen, Radiation and Nuclear Safety Authority (tero.karhunen@stuk.fi)

Ulkoilman beeta-aktiivisuus:

Yhteyshenkilö: Jussi Paatero, Ilmatieteen laitos (jussi.paatero@fmi.fi)

Kontaktperson: Jussi Paatero, Meteorologiska institutet (jussi.paatero@fmi.fi)

Contact person: Jussi Paatero, Finnish Meteorological Institute (jussi.paatero@fmi.fi)

5 Laskeuman radioaktiiviset aineet

Radioaktiivisella laskeumalla tarkoitetaan hiukkasina (pölynä) tai sadeveden mukana maahan ja veteen laskeutuneita radioaktiivisia aineita. Laskeumanäytteiden analysointi antaa tietoa eri puolille maata tulevien radioaktiivisten aineiden määristä ja on lähtökohta selvityksille ja tutkimuksille, jotka käsittelevät radioaktiivisten aineiden kulkeutumista maa- ja vesiympäristössä.

Näytteiden keräys

Laskeumanäytteitä kerätään jatkuvasti samoilla kahdeksalla paikalla kuin ilmanäytteitä (kuva 4.1). Näytteen keräysjakso on tavallisesti yksi kuukausi. Laskeumanäytteet kerätään ruostumattomasta teräksestä valmistetulla laitteella, jonka keräysala on 0,07 m². Laite ei erota sateen mukana tullutta märkää laskeumaa ja kuivaa laskeumaa toisistaan, vaan kerää ne yhteen. Talviajan näytteiden keruun helpottamiseksi laitteessa on lämmitysvastus, mikä pitää näytteen sulana ja varmistaa sen, että kaikki keräysastiaan satanut lumi tulee mukaan näytteeseen (kuva 4.2).

Näytteiden käsittely ja analysointi

Gammamittaukseen menevät näytteet yhdistetään neljännesvuosinäytteiksi ja ⁹⁰Sr näytteet puolivuosi-näytteiksi. Näytteisiin lisätään stabiilia strontiumia ja cesiumia kantaja-aineiksi, ja näytteet tehdään happamiksi typpihapolla. Näytteet konsentroidaan haihuttamalla lämpölampujen alla ja haihdutusjään-nökset tuhitetaan. Gammasäteilyä lähettävät keinotekoiset radioaktiiviset aineet analysoidaan gamma-spektrometrisesti tuhitetusta näytteestä. Strontium erotetaan näytteestä ekstraktiokromatografisella menetelmällä, minkä jälkeen ⁹⁰Sr määritetään tytärnuklidinsa ⁹⁰Y:n kautta matalataustaisella verrannollisuuslaskurilla.

Kahden aseman sadevesinäytteistä määritetään gammasäteilyä lähettävien radioaktiivisten aineiden lisäksi myös tritium (³H) pitoisuudet. Näytteet tislataan ja ³H mitataan nestetuikespektrometrilla.

Tulokset

Vuoden 1986 jälkeen laskeumanäytteissä havaitut ¹³⁷Cs ja ⁹⁰Sr ovat peräisin pääasiassa Tšernobylin onnettomuudesta. Laskeuman mukana tulleet radioaktiiviset aineet liikkuvat paikallisesti, ja pieni osa niistä saattaa joutua uudelleen ilmaan.

Taulukossa 5.1 on esitetty ¹³⁷Cs- ja ⁹⁰Sr-laskeumat vuonna 2017. Kuukausilaskeumat eri paikkakunnilla olivat pienet, useilla asemilla alle havaitsemisrajan. Yleisimmin käytetyillä mittausajoilla ¹³⁷Cs:n havaitsemisraja on noin 0,1 Bq/m²/3 kk. Havaitsemista voidaan parantaa pidentämällä mittausaikaa. ⁹⁰Sr:n havaitsemisraja on noin 0,04 – 0,05 Bq/m²/6 kk. Loppuvuoden 2017 laskeumanäytteissä havaittiin poikkeuksellisesti ruteniumia (¹⁰⁶Ru). ¹⁰⁶Ru pitoisuus vaihteli välillä 0,2 – 66 Bq/m².

Kuvassa 5.1 on ¹³⁷Cs- ja ⁹⁰Sr-laskeumat Helsingin seudulla vuodesta 1960 alkaen ja kuvassa 5.2 on ¹³⁷Cs- ja ⁹⁰Sr-laskeumat Rovaniemen seudulla vuodesta 1972 alkaen. Ennen vuotta 1986 havaitun laskeuman radioaktiiviset aineet ovat peräisin ilmakehään tehdyistä ydinasekokeista. Tälle laskeumalle on tyypillistä kuvissa näkyvä vuodenaikaisvaihtelu. Sadeveden tritiumpitoisuudet vuonna 2017 olivat pienet, yleensä 1 – 2 Bq/l (kuva 5.3).

5 Radioaktiva ämnen i nedfall

Med radioaktivt nedfall avses radioaktiva ämnen som fallit ner på marken eller i vattnet som dammkorn eller i form av regn. Genom att analysera nedfallsprov får man uppgifter om mängden av radioaktiva ämnen på olika håll i landet. Dessa uppgifter är en utgångspunkt för forskning och avveckling om vandringen av radioaktiva ämnen i marken och i vattendrag.

Provtagning

Nedfallsprov insamlas fortlöpande på samma åtta orter där man tar luftprov (bild 4.1). Provtagningen pågår vanligtvis en månad åt gången. Nedfallsproven tas med en apparat av rostfritt stål med en uppsamlingsyta på 0,07 m². Apparaten skiljer inte på torrt nedfall och vått nedfall som kommit med regn, utan proven slås ihop. På vintern underlättas provtagningen av ett uppvärmningsmotstånd i apparaten, vilket håller provet i smält form och garanterar att all snö som faller på provkärlet kommer med i provet (bild 4.2).

Hantering och analys av proven

De prov som mäts för gammastrålning sammanslås kvartalsvis och ⁹⁰Sr-proven halvårsvis. Man tillsätter stabilt strontium och cesium som bärare och proven försuras med salpetersyra. Proven koncentreras genom att låta dem indunsta under värmelampa, varefter de föraskas. De konstgjorda radioaktiva ämnen som ger gammastrålning analyseras med gammaspektrometer ur de föraskade proven. Strontium avskiljs från proven med extraktionskromatografi, varefter mängden ⁹⁰Sr bestäms genom att mäta dotternukliden ⁹⁰Y i en proportionalitetsräknare med låg bakgrundsstrålning.

I regnvattenprov från två stationer bestäms utöver gammastrålande ämnen även tritium-halten (³H). Proven destilleras och ³H-halten mäts med vätskescintillationsspektrometer.

Resultat

¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr som man sett i nedfallsproven efter 1986 härrör huvudsakligen från Tjernobylolyckan. De radioaktiva ämnen som kommit med nedfallet rör sig lokalt och en liten del av dem hamnar på nytt i luften.

I tabell 5.1 visas nedfallet av ¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr år 2017. Det månatliga nedfallet på de olika orterna var små, vid många mätstationer under detektionsgränsen. Med de vanligaste mättiderna blir detektionsgränsen för ¹³⁷Cs 0,1 Bq/m²/tre månader. Detektionsmöjligheterna kan förbättras genom att förlänga mättiden. Detektionsgränsen för ⁹⁰Sr är ungefär 0,04 – 0,05 Bq/m²/sex månader. Bland nedfallsproverna i slutet av år 2017 observerades undantagsvis rutenium (¹⁰⁶Ru). Halten för ¹⁰⁶Ru varierade mellan 0,2 – 66 Bq/m³.

Bild 5.1 visar nedfallet av ¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr i Helsingforsregionen från och med år 1960 och bild 5.2 visar nedfallet av ¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr i Rovaniemiregionen från och med år 1972. Nedfallet före år 1986 härrör från kärnvapenprov i atmosfären. Typiskt för detta nedfall är årstidsvariationerna som framgår av bilden. I övrigt var tritiumhalterna låga år 2017, vanligtvis 1 – 2 Bq/l (bild 5.3).

5 Radionuclides in deposition

Radioactive substances can be deposited as dry deposition or as wet deposition with rain. The analyses of deposition samples provide information on the regional distribution of deposited radionuclides and establish a basis for research and disquisition concerning the transfer of radioactive substances in terrestrial and aquatic environments.

Sampling

Deposition samples are collected continuously at eight sites, which are the same sites as for air sampling (Fig. 4.1). The usual sampling period is one month. The sampling collectors are made of stainless steel with a surface area of 0.07 m². The deposition samplers do not separate wet and dry deposition, but are collected together. In order to facilitate sampling in wintertime, there is a light heating resistor inside the collector that melts the snow and ice accumulated in the funnel thus ensuring it is included in the sample (Fig. 4.2).

Pre-treatment and analyses

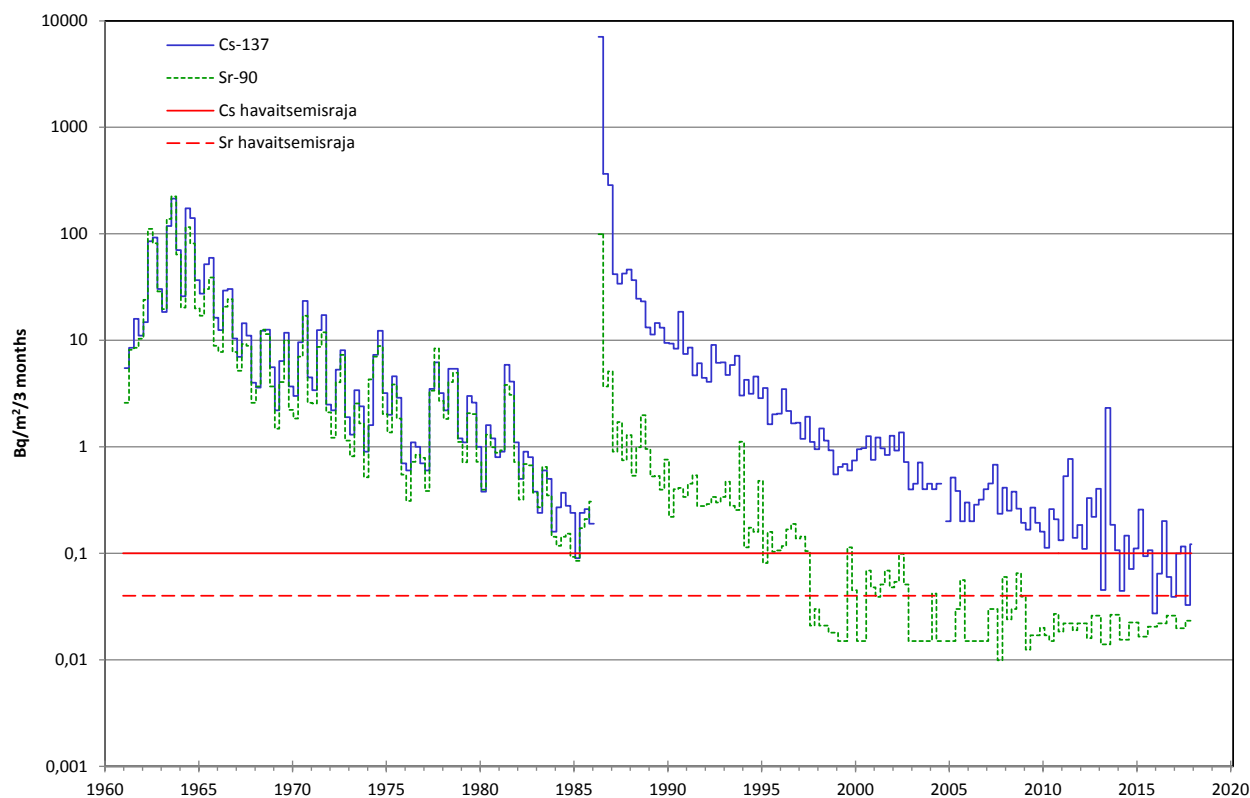
The gamma-emitting nuclides are combined in quarterly samples and ⁹⁰Sr in the semi-annual combined samples for gamma measurement. Known amounts of Sr and Cs carriers are added to the samples, and the samples are acidified with nitric acid. The samples are concentrated by evaporating them under infrared thermal lamps, and the residues are ashed. The ashed samples are analysed for artificial gamma-emitting radionuclides with gamma spectrometers. Strontium is separated by an extraction chromatographic method, and thereafter ⁹⁰Sr is determined via its daughter nuclide ⁹⁰Y, measured with a low background proportional beta counter. In addition to gamma-emitting radionuclides, concentrations of tritium (³H) are determined in rainwater samples from two stations. The samples are distilled and then measured with liquid scintillation spectrometry.

Results

The amounts of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr observed in the deposition samples after 1986 originate mainly from the Chernobyl accident. The deposited radionuclides circulate locally, and a small amount may end up back in the air.

Table 5.1 shows the depositions of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in 2017. The monthly depositions at the different sites were low, and at some stations were below the detection limit. The most commonly used counting times give ¹³⁷Cs a detection limit of approximately 0.1 Bq/m²/3 months. The detection limit can be lowered using longer counting times. The detection limit of ⁹⁰Sr is approximately 0.04 – 0.05 Bq/m²/6 months. As an exception from the norm, ruthenium (¹⁰⁶Ru) was found in the fallout samples taken towards the end of 2017. The ¹⁰⁶Ru concentration varied between 0.2 and 66 Bq/m².

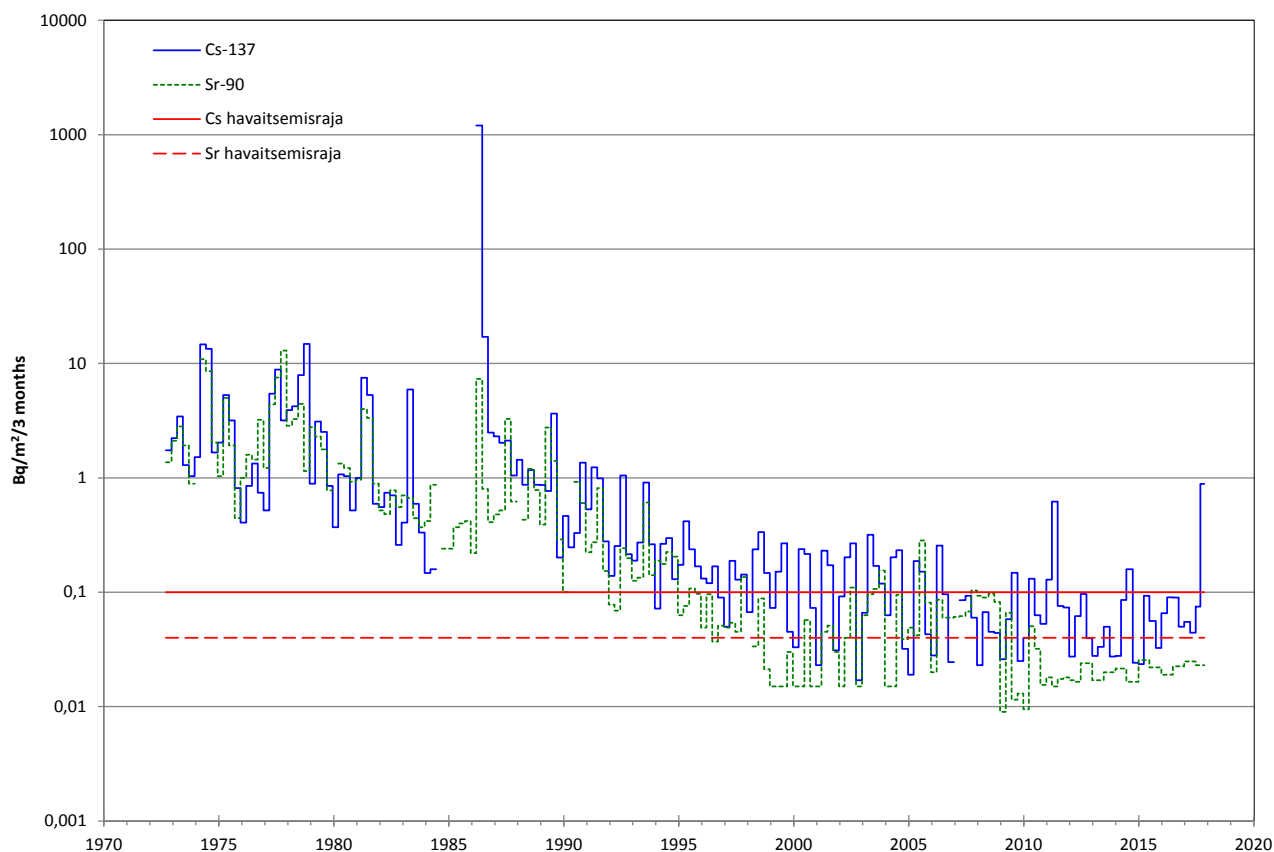
Figure 5.1 presents the depositions of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in the Helsinki area since 1960 and figure 5.2 presents the depositions of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in the Rovaniemi area since 1972. As the figure 5.1 illustrates, before 1986 the regular seasonal fluctuation is typical of this stratospheric deposition. In 2017, the concentrations of tritium in rainwater were low, typically 1 – 2 Bq/l (Fig. 5.3).



Kuva 5.1. ^{137}Cs - ja ^{90}Sr -laskeumat Helsingin seudulla 1960 – 2017.

Bild 5.1. Nedfall av ^{137}Cs och ^{90}Sr i Helsingforsregionen, 1960 till 2017.

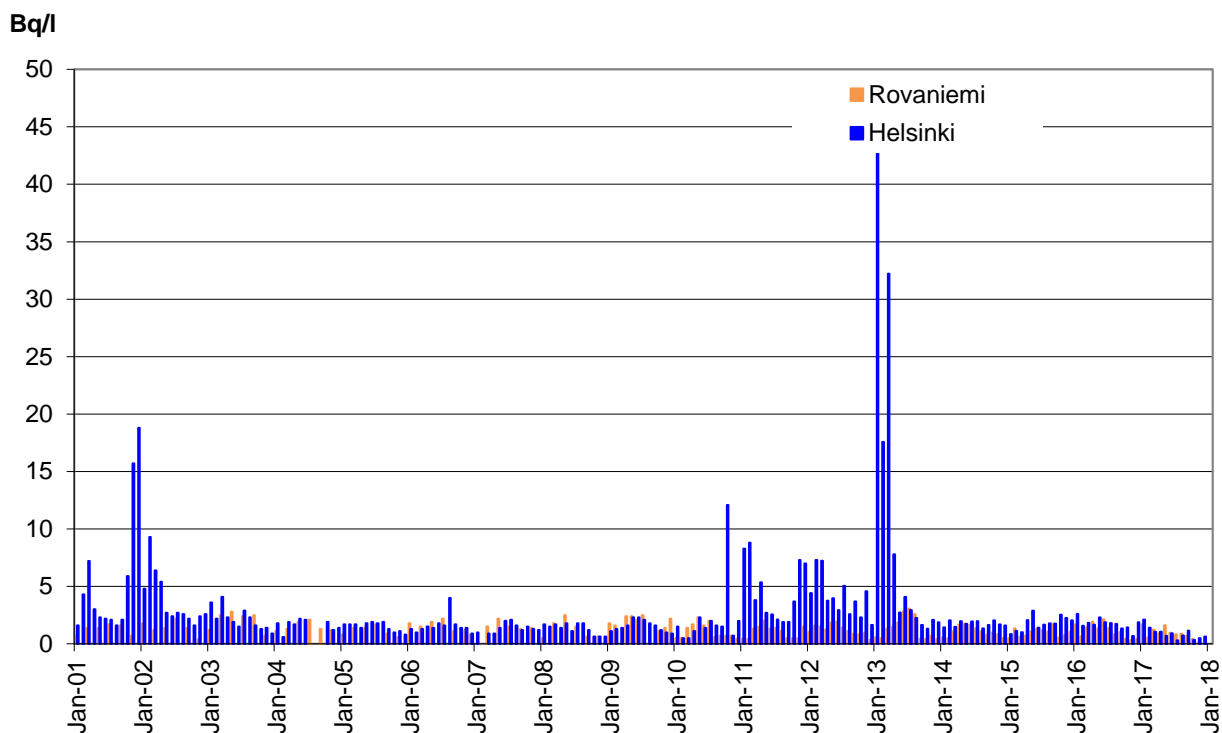
Fig. 5.1. Depositions of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the Helsinki area, 1960 – 2017.



Kuva 5.2. ^{137}Cs - ja ^{90}Sr -laskeumat Rovaniemellä 1972 – 2017.

Bild 5.2. Nedfall av ^{137}Cs och ^{90}Sr i Rovaniemi, 1972 till 2017.

Fig. 5.2. Depositions of ^{137}Cs and ^{90}Sr in Rovaniemi, 1972 – 2017.



Kuva 5.3. Tritiumpitoisuudet (Bq/l) Helsingin ja Rovaniemen sadevesinäytteissä 2001 – 2017.

Bild 5.3. Halter av tritium (Bq/l) i regnvatten i Helsingfors och i Rovaniemi, 2001 till 2017.

Fig. 5.3. Activity concentrations (Bq/l) of tritium (^3H) in rainwater in Helsinki and Rovaniemi, 2001 – 2017.

Taulukko 5.1. ^{137}Cs - laskeumien neljännesvuosi- ja ^{90}Sr -laskeumien puolivuosisummat eri paikkakunnilla vuonna 2017 (Bq/m^2).

Tabell 5.1. Nedfall av ^{137}Cs under kvartalen och ^{90}Sr under halvåret på olika orter år 2017 (Bq/m^2).

Table 5.1. Quarterly depositions of ^{137}Cs and semi-annual depositions of ^{90}Sr at various stations in 2017 (Bq/m^2).

	^{137}Cs				^{90}Sr	
	1 st	2 nd	3 rd	4 th	1 st and 2 nd	3 rd and 4 th
	0.1	<0.2	<0.1	<0.2	<0.04	<0.05
Imatra	0.2	0.4	0.3	0.4	0.1	0.2
Ivalo	<0.1	<0.2	0.1	<0.1	<0.04	0.1
Kajaani	0.1	<0.1	<0.1	<0.2	<0.04	0.06
Kotka	0.3	0.5	0.6	0.6	0.07	0.3
Kuopio	<0.1	0.5	0.1	<0.2	<0.04	<0.04
Rovaniemi	<0.1	<0.1	<0.1	<0.2	<0.05	<0.05
Sodankylä	<0.2	0.1	0.1	<0.1	0.08	0.1

Yhteyshenkilö: Kaisa Vaaramaa, Säteilyturvakeskus (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

Kontaktperson: Kaisa Vaaramaa, Strålsäkerhetscentralen (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

Contact person: Kaisa Vaaramaa, Radiation and Nuclear Safety Authority (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

6 Pintaveden radioaktiiviset aineet

Analysoimalla säännöllisesti pintaveden radioaktiivisia aineita saadaan tietoa niiden ajallisesta käyttäytymisestä. Eri vesistöalueilta otetut näytteet antavat kuvan radionuklidien alueellisesta vaihtelusta Suomessa.

Näytteenotto

Pintavesinäytteitä otetaan kaksi kertaa vuodessa neljän suuren joen, Kymijoen, Kokemäenjoen, Oulujoen ja Kemijoen, suista (kuvat 6.1 ja 6.2). Näytteenottokuukaudet ovat touko- ja lokakuu.

Näytteiden käsittely ja analysointi

Laboratoriossa näytteisiin lisätään stabiilia strontiumia ja cesiumia kantaja-aineksiksi, ja näytteet tehdään happamiksi typpihapolla. Näytteet konsentroidaan haihduttamalla lämpölamppujen alla kuiviin, jonka jälkeen ne tuhitetaan. Tuhitetuista näytteistä määritetään ^{137}Cs ja mahdolliset muut gammanuklidit gammaspektrometrisesti. Strontium erotetaan näytteestä ekstraktiokromatografisella menetelmällä, ja ^{90}Sr mitataan nestetuikespektrometrilla.

Tulokset

Tšernobylin laskeuman epätasainen alueellinen jakautuminen sekä ^{137}Cs :n ja ^{90}Sr :n erilainen käyttäytyminen vesiympäristössä näkyy edelleen pintavesien tuloksissa. Toisin kuin Tšernobyl-laskeuma, ydin-koelaskeuma jakautui Suomeen lähes tasaisesti. Ydinkoelaskeuman vaikutukset näkyvät yhä Pohjois-Suomen joissa.

Kymijoessa ^{137}Cs -pitoisuudet ovat edelleen korkeammat kuin ^{90}Sr -pitoisuudet, koska sen valuma-alueelle keväällä 1986 tullut ^{137}Cs -laskeuma oli huomattavasti suurempi kuin sinne tullut ^{90}Sr -laskeuma. Sen sijaan Kemijoessa, jonka valuma-alueelle ^{137}Cs :a tuli huomattavasti vähemmän kuin Kymijoen alueelle, vedestä nopeammin vähenevän ^{137}Cs :n pitoisuudet ovat jo pienemmät kuin hitaammin vedestä poistuvan ^{90}Sr :n.

Vuonna 2017 Kymijoen ^{137}Cs -pitoisuudet olivat noin 20-kertaisia ja ^{90}Sr -pitoisuudet noin 2-kertaisia Kemijoen vastaaviin pitoisuuksiin verrattuna (kuva 6.1). Kymijoen ^{137}Cs -pitoisuudet olivat myös korkeampia kuin Kokemäenjoen. Oulujoen ^{137}Cs -pitoisuudet vaihtelivat välillä 6,1 – 7,3 Bq/m³, jotka ovat noin 2-kertaisia Oulujoen normaalitasoon verrattuna (kuva 6.1) ja ^{90}Sr -pitoisuus oli keskimäärin 3,8 Bq/l. Tämän vuoksi Oulujoesta otettiin lokakuussa kaksi lisänäytettä (Montta, Jylhämä), normaali näytteenotopisteen (Merikoski) yläpuolelta. Näytteiden ^{137}Cs -pitoisuudet olivat 2,7 Bq/m³ ja 2,8 Bq/m³. ^{137}Cs - ja ^{90}Sr -pitoisuudet olivat Kemijoessa ja Kymijoessa samaa tasoa kuin vuonna 2017. Kymijoen syksyllä otetussa näytteessä havaittiin myös ruteniumia pieni määrä (0,0075 Bq/kg).

6 Radioaktiva ämnen i ytvatten

Genom att regelbundet analysera radioaktiva ämnen i ytvattnet får man information om förekomsten av dessa ämnen i vattenmiljön under olika tidpunkter. Prover från olika vattendrag ger en bild av radionuklidernas regionala variation.

Provtagning

Ytvattenprov tas två gånger om året vid mynningen av fyra stora älvar; Kymmene älv, Kumo älv, Ule älv och Kemi älv (bild 6.1, 6.2). Proven tas i maj och oktober.

Hantering och analys av proven

I laboratoriet tillsätts strontium- och cesiumbärare till proven och proven försuras med salpetersyra. Proven koncentreras genom att låta dem indunsta under värmelampa, varefter de föraskas. Ur de föraskade proven analyseras ^{137}Cs med gammaspektrometer. Strontium avskiljs med extraktionskromatografi, varefter mängden ^{90}Sr bestäms med vätskescintillationsspektrometer.

Resultat

Halten av radioaktiva ämnen i ytvattnet visar den ojämna regionala fördelningen av nedfallet från Tjernobyl samt att ^{137}Cs och ^{90}Sr beter sig olika i vattenmiljö. Till skillnad från Tjernobylnedfallet fördelade sig nedfallet från kärnvapenprov nästan jämnt över hela Finland. Dess påverkan syns fortfarande i resultaten från älvarna i norra Finland.

Eftersom nedfallet av ^{137}Cs på Kymmene älvs avrinningsområde år 1986 var betydligt större än motsvarande nedfall av ^{90}Sr , är halterna av ^{137}Cs i Kymmene älv fortfarande högre än halterna av ^{90}Sr . I Kemi älv däremot, på vars avrinningsområde nedfallet av ^{137}Cs var betydligt mindre än i Kymmene älv, är halterna av ^{137}Cs redan nu lägre än halterna av ^{90}Sr , som försvinner långsammare från vatten än ^{137}Cs .

År 2017 var ^{137}Cs -halterna i Kymmene älv cirka tjugofaldiga och ^{90}Sr -halterna cirka tvåfaldiga jämfört med motsvarande halter i Kemi älv (bild 6.1). Halterna av ^{137}Cs i Kymmene älv var högre än i Kumo älv. ^{137}Cs -halterna i Ule älv varierade mellan 6,1 – 7,3 Bq/m³, vilket är ungefär det dubbla jämfört med det normala för Ule älv (bild 6.1) och ^{90}Sr -halten var i genomsnitt 3,8 Bq/l. På grund av detta togs från Ule älv i oktober två tilläggsprover, (Montta, Jylhämä), ovanför den normala provtagningspunkten (Merikoski). ^{137}Cs -halten i dessa extra prov var 2,7 Bq/m³ och 2,8 Bq/m³. Halterna av ^{90}Sr var i medeltal 3,8 Bq/l i Ule älv. I provet som togs från Kymmene älv på hösten observerades också en liten mängd rutenium 0,0075 Bq/kg).

6 Radioactive substances in surface water

The continuous analysis of radioactive substances in surface water produces information on the temporal behaviour of radionuclides in aquatic environments. Samples taken from different water systems show the regional variation in the concentrations of radionuclides.

Sampling

Samples of surface water are taken twice a year from the mouths of four major rivers in Finland, Kymijoki, Kokemäenjoki, Oulujoki and Kemijoki (Fig. 6.1, 6.2). Sampling is done in May and October.

Pre-treatment and analyses

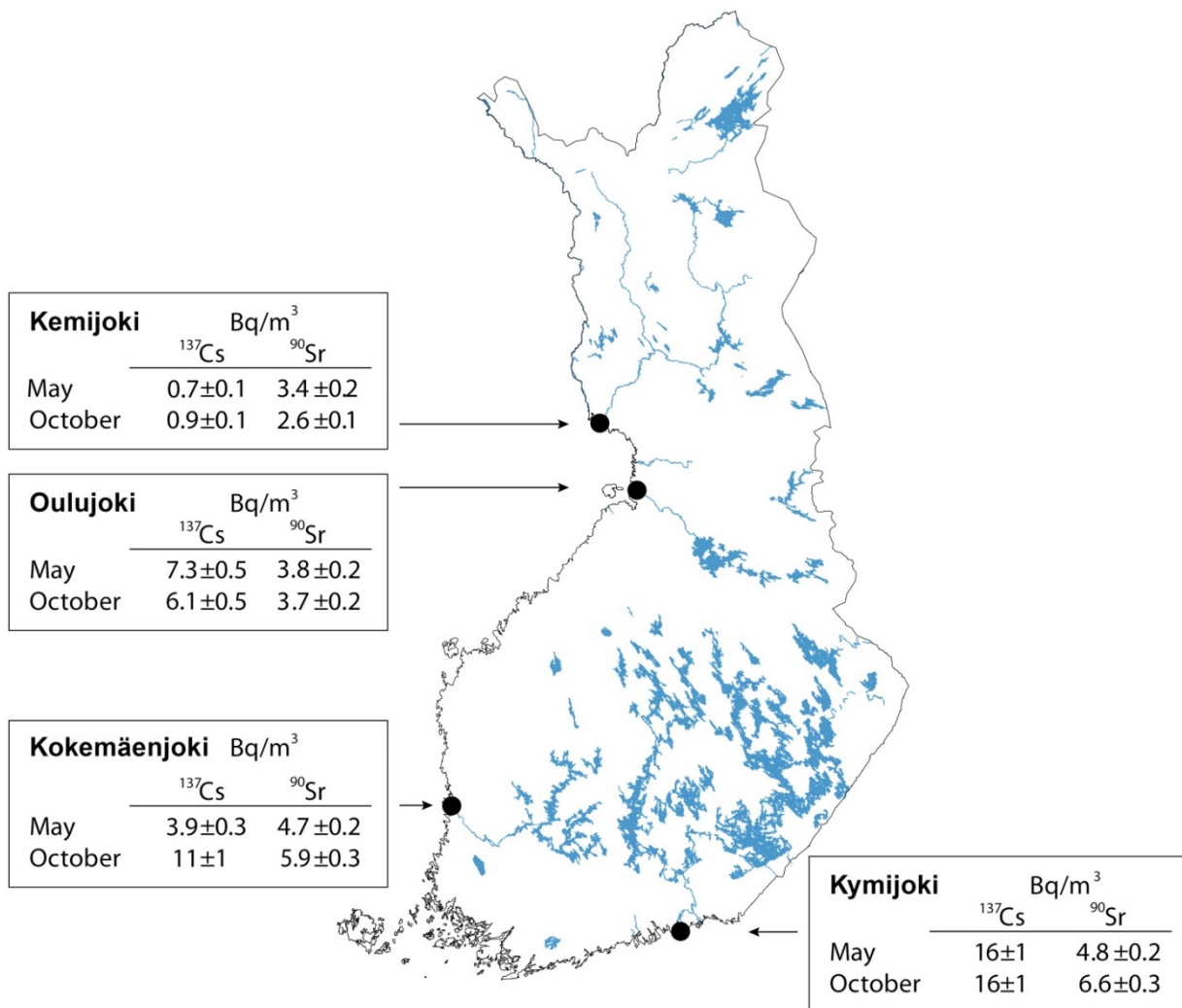
In the laboratory, known amounts of Sr and Cs carriers are added to the samples, and are acidified with nitric acid. The samples are concentrated by evaporating them under infrared thermal lamps, after which the dry residues are ashed. Gamma-emitting radionuclides are analysed with gamma spectrometers on the ashed samples. Strontium is separated by an extraction chromatographic method, and ^{90}Sr is measured with a liquid scintillation spectrometer.

Results

The results of the surface water analyses show the uneven regional distribution of the Chernobyl fallout and the different behaviour of ^{137}Cs and ^{90}Sr in an aquatic environment. The fallout from nuclear weapon tests was quite evenly distributed throughout Finland. Its traces are still observed in the river water from northern Finland.

The ^{137}Cs deposition in spring 1986 in the catchment area of the River Kymijoki was considerably higher than the ^{90}Sr deposition. Therefore, the concentration of ^{137}Cs in the water of this river is still higher than that of ^{90}Sr in spite of the faster decrease of ^{137}Cs . On the other hand, concerning the River Kemijoki, the ^{137}Cs deposition to its catchment area was considerably smaller than to the catchment area of River Kymijoki, and the concentrations of the quickly removing ^{137}Cs are already lower there than those of ^{90}Sr that remains better in the water phase than ^{137}Cs .

The activity concentrations of ^{137}Cs in the River Kymijoki were about twenty times higher and the concentrations of ^{90}Sr two times higher than the respective contents in Kemijoki (Fig. 6.1). ^{137}Cs concentrations in the River Kymijoki were also higher than in the River Kokemäenjoki. The ^{137}Cs concentrations of the Oulujoki river varied between 6.1 – 7.3 Bq/m³, which was approximately twice the normal level of the river (Fig. 6.1). The ^{90}Sr concentration was 3.8 Bq/l on average. For this reason, two additional samples were taken from Oulujoki in October (Montta, Jylhämaa) above the normal sampling point (Merikoski). The activity concentrations of ^{137}Cs were 2.7 Bq/m³ and 2.8 Bq/m³. The levels of ^{137}Cs and ^{90}Sr were about the same as in 2017 in the Kemijoki and Kymijoki. A small amount of ruthenium (0,0075 Bq/kg) was also found in the sample collected from the Kymijoki river in the autumn.



Kuva 6.1. Pintaveden näytteenottopaikat ja näytteiden ^{137}Cs - ja ^{90}Sr -pitoisuudet (Bq/m^3) vuonna 2017.

Bild 6.1. Provtagningsplatser för ytvatten samt halter av ^{137}Cs och ^{90}Sr (Bq/m^3) år 2017.

Fig. 6.1. The sampling sites of surface water and the activity concentrations of ^{137}Cs and ^{90}Sr (Bq/m^3) in 2017.



Kuva 6.2. Kemijoki.

Bild 6.2. Kemi älv.

Fig. 6.2. Kemijoki.

Yhteyshenkilö: Kaisa Vaaramaa, Säteilyturvakeskus (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

Kontaktperson: Kaisa Vaaramaa, Strålsäkerhetscentralen (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

Contact person: Kaisa Vaaramaa, Radiation and Nuclear Safety Authority (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

7 Juomaveden radioaktiiviset aineet

Juomaveden radioaktiivisuutta seurataan, jotta voidaan arvioida ihmiselle keinotekoisesta radioaktiivisuudesta juomaveden kautta aiheutuvaa säteilyaltistusta. Valvontaohjelman näytteistä analysoidaan keinotekoiset radioaktiiviset aineet, joita esiintyy yleensä vain pintavedestä tehdyssä juomavedessä. Juomaveden ^{137}Cs ja ^{90}Sr ovat peräisin pääosin Tšernobyl-laskeumasta ja tritium (^3H) ilmakehässä suoritetuista ydinasekokeista. Suuremman säteilyaltistuksen Suomessa aiheuttavat talousvesissä esiintyvät luonnon radioaktiiviset aineet, joiden enimmäispitoisuuksille vesilaitosten jakamassa vedessä on asetettu enimmäisarvot sosiaali- ja terveysministeriön asetuksessa 1352/2015. Talousvesiasetusta on uudistettu muutasetuksella 683/2017.

Näytteenotto

Juomavesinäytteet otetaan kaksi kertaa vuodessa, keväällä ja syksyllä, Helsingin, Oulun, Rovaniemen, Tampereen ja Turun vesijohtovedestä (kuvat 7.1).

Näytteiden käsittely ja analysointi

Näytteistä otetaan ensin osanäytteet ^3H :n aktiivisuuspitoisuuden määrittämistä varten. Loppuosaan näytteitä lisätään strontium- ja cesiumkantajat ja ne tehdään typpihapolla happamiksi. Näytteet konsentroidaan haihduttamalla lämpölamppujen alla ja haihdutusjäännökset tuhitetaan. Tuhitetuista näytteistä analysoidaan ^{137}Cs gammaspektrometrisesti. Strontium erotetaan näytteestä ekstraktiokromatografisella menetelmällä, minkä jälkeen ^{90}Sr mitataan nestetuikespektrometrilla. ^3H määrittystä varten näyte tislataan epäpuhtauksien poistamiseksi. ^3H määritetään mittaamalla tislattu näyte nestetuikespektrometrilla.

Tulokset

Kaikkien näytteiden ^{90}Sr - ja ^{137}Cs -pitoisuudet olivat pienet vuonna 2017 vaihdellen välillä alle 0,0001 – 0,013 Bq/l (taulukko 7.1). Turussa ja Rovaniemellä kaikkien näytteiden ^{137}Cs -pitoisuudet olivat alle havaitsemisrajan. Havaitsemisraja ^{137}Cs :lle on noin 0,0004 – 0,0005 Bq/l ja ^{90}Sr :lle noin 0,0001 – 0,0002 Bq/l. Paikkakuntien väliset radionuklidien pitoisuuserot johtuvat sekä erilaisesta Tšernobyl-laskeumasta alueilla että raakavetenä käytettyjen pinta- ja pohjavesien määrästä. Tampereen raakavesi sisältää sekä pinta- että pohjavettä. Rovaniemellä käytetään yksinomaan pohjavettä. Helsingissä ja Oulussa juomavesi on lähes kokonaan pintavettä. Syksystä 2012 lähtien Turussa juomavesi on ollut tekopohjavettä.

Näytteiden ^3H -pitoisuudet olivat joko alle havaitsemisrajan tai hieman havaitsemisrajan yläpuolella 1,2 Bq/l, ja siis paljon pienempiä kuin Euroopan neuvoston direktiivissä (98/83/EY) tai sosiaali- ja terveysministeriön asetuksessa 1352/2015 talousveden ^3H asetettu enimmäisarvo 100 Bq/l (taulukko 7.1).

Säteilyannokset

Juomaveden ^3H :sta, ^{90}Sr :sta ja ^{137}Cs :sta yhteensä aiheutuva säteilyannos oli erittäin pieni ja vaihteli välillä 0,00003 – 0,0002 mSv eri paikkakunnilla vuonna 2017; Helsingissä se oli 0,0002 mSv, Oulussa ja Tampereella noin 0,0001 mSv, Rovaniemellä 0,00003 mSv ja Turussa 0,00004 mSv. Oulun juomavedestä saatu annos oli noin kolmasosa Helsingin annoksesta, mutta noin kolminkertainen Turun vedestä saatuun annokseen verrattuna. Helsingissä ^3H :n osuus juomaveden aiheuttamasta säteilyannoksesta oli vain 5 %, loppuosa aiheutui ^{90}Sr :sta (50 %) ja ^{137}Cs :sta (45 %). ^3H :n osuus säteilyannoksesta oli suurin Rovaniemellä, noin 40 % ja ^{90}Sr :n osuus säteilyannoksesta oli suurin Tampereella, noin 75 %. Arviossa on juomaveden kulutukseksi oletettu 2 litraa päivässä.

Laskuissa on käytetty annosmuuntokertoimia, jotka on esitetty Säteilyturvakeskuksen säteilyturvallisuuksiohjeessa ST 7.3.

7 Radioaktiva ämnen i dricksvatten

Man övervakar radioaktiviteten i dricksvatten för att kunna beräkna hur stor strålningsexponering dricksvatten utgör. Ur proven i detta övervakningsprogram analyseras artificiella radioaktiva ämnen som i allmänhet endast förekommer i dricksvatten som består av ytvatten. Cesium (^{137}Cs) och strontium (^{90}Sr) i dricksvatten härrör huvudsakligen från nedfallet efter olyckan i Tjernobyl och tritium (^3H) härrör från kärnvapenprov i atmosfären. Den största strålningsexponeringen av hushållsvatten i Finland orsakas dock av naturliga radioaktiva ämnen, för vilka Social- och hälsovårdsministeriet har satt gränsvärden (Förordning 1352/2015). Förordningen om hushållsvatten har förnyats med en förordning om ändring 683/2017.

Provtagning

Dricksvattenprov tas två gånger om året, på våren och på hösten, ur vattenledningarna i Helsingfors, Uleåborg, Rovaniemi, Tammerfors och i Åbo (bild 7.1).

Hantering och analys av proven

Ur proven tar man först delprov för att bestämma halten av ^3H . Till resten av provet tillsätts Sr- och Cs-bärare och provet försuras med salpetersyra. Proven koncentreras genom att låta dem indunsta under värmelampa, varefter de föraskas. Ur de föraskade proven analyseras ^{137}Cs med gammaspektrometer. Strontium avskiljs ur provet med extraktionskromatografisk metod och halten av ^{90}Sr mäts med vätskescintillationsspektrometer. För att bestämma tritium destilleras provet så att orenheter avlägsnas. Halten av ^3H bestäms genom att mäta det destillerade provet med vätskescintillationsspektrometer.

Resultat

Halterna av ^{90}Sr och ^{137}Cs i alla dricksvattenprov var låga år 2017 och de varierade mellan under 0,0001 och 0,013 Bq/l (tabell 7.1). I Åbo och i Rovaniemi var halterna av ^{137}Cs under detektionsnivån. Detektionsnivån för ^{137}Cs var cirka 0,0004 – 0,0005 Bq/l och cirka 0,0001 – 0,0002 Bq/l för ^{90}Sr . Skillnaderna mellan halterna i dricksvatten på olika orter beror på skillnader i Tjernobylnedfallet samt på att mängderna ytvatten och grundvatten i råvattnet är olika. Råvattnet för dricksvatten i Tammerfors innehåller både ytvatten och grundvatten. I Rovaniemi används enbart grundvatten. I Helsingfors och Uleåborg är dricksvattnet nästan helt och hållet ytvatten. Från och med hösten 2012 är dricksvattnet i Åbo nytt konstgjord grundvatten.

Halterna av ^3H var antingen under detektionsnivån eller 1,2 Bq/l och låg alltså mycket under gränsvärdet enligt Europarådets direktiv (98/83/EG) som anger gränsvärdet 100 Bq/l för tritium i hushållsvatten (tabell 7.1).

Stråldoser

Den sammanlagda stråldosen orsakad av ^3H , ^{90}Sr och ^{137}Cs i dricksvatten var mycket liten och varierade mellan 0,00003 – 0,0002 mSv på olika orter år 2017; i Helsingfors var dosen 0,0002 mSv, i Uleåborg och i Tammerfors cirka 0,0001 mSv, i Rovaniemi 0,00003 mSv och i Åbo 0,00004 mSv. Dosen från dricksvattnet i Uleåborg var ca en tredjedel av dosen i Helsingfors men ungefär trefaldig jämfört med dosen i Åbo. I Helsingfors orsakade ^3H cirka 5 procent av dosen; resten var orsakad av ^{137}Cs (45 %) och ^{90}Sr (50 %). Andelen av ^3H av dosen var störst i Rovaniemi, cirka 40 procent och andelen av ^{90}Sr var störst i Tammerfors, cirka 75 procent. Dricksvattenkonsumtionen har antagits vara två liter per dygn.

I beräkningarna har man använt doskonversionskoefficienter som presenteras i Strålsäkerhetscentralens Strålskyddsdirektiv 7.3.

7 Radioactive substances in drinking water

Drinking water is monitored to estimate the internal radiation dose people receive from artificial radionuclides via drinking water. Artificial radionuclides, which are normally found in drinking water comprised of surface water, are analysed in this monitoring programme. Cesium (^{137}Cs) and strontium (^{90}Sr) observed in drinking water mainly originate in the Chernobyl deposition, whereas tritium (^3H) originates in the deposition from atmospheric nuclear weapon tests. Most radiation exposure via drinking water in Finland comes from natural radionuclides in the ground water. The action limits of the maximum concentrations of natural radionuclides are issued by the Ministry of Social Affairs and Health (Degree 1352/2015). Decree of the Ministry of Social Affairs and Health relating to the quality and monitoring of water intended for human consumption has been updated with the amendment decree 683/2017.

Sampling

Drinking water samples are collected twice a year, in the spring and autumn. Samples are taken from tap water in Helsinki, Oulu, Rovaniemi, Tampere and in Turku (Fig. 7.1).

Pre-treatment and analysis

First, a subsample is taken from the samples for ^3H analysis. Known amounts of Sr and Cs carriers are added to the rest of the samples, which are then acidified with nitric acid. The samples are concentrated by evaporating them under infrared thermal lamps and by ashing the dry residues. Gamma-emitting radionuclides are analysed with gamma spectrometers on the ashed samples. Strontium is separated by an extraction chromatographic method, after which ^{90}Sr is measured with a liquid scintillation spectrometer. The samples for ^3H analysis are distilled until dry to remove any impurities. ^3H is determined by measuring the distilled samples with a liquid scintillation spectrometer.

Results

Activity concentrations of ^{90}Sr and ^{137}Cs in all the samples were low in 2017, varying from below 0.0001 to 0.013 Bq/l (Table 7.1). In Turku and in Rovaniemi, the activity concentrations of ^{137}Cs in all samples were below the detection limit. The detection limits for ^{137}Cs were approximately 0.0004 – 0.0005 Bq/l and for ^{90}Sr 0.0001 – 0.0002 Bq/l. The differences between the sites are due to differences in Tšernobyl deposition in the areas and the divergent amounts of surface and ground water used as raw water. The raw water of Tampere consists of both surface and ground water. In Rovaniemi raw water is drawn exclusively from ground water. In Helsinki and Oulu, drinking water is drawn almost entirely from surface water. Since autumn 2012, the drinking water in Turku has been man-made ground water.

The activity concentrations of ^3H were below or slightly over the detection limit 1.2 Bq/l (Table 7.1), thus being well below the limit of 100 Bq/l that has been set for ^3H in household water by the European Commission Regulation (98/83/EY).

Radiation doses

The radiation dose induced by ^3H , ^{90}Sr and ^{137}Cs in drinking water was very small and varied between 0.00003 – 0.0002 mSv at the various sites in 2017; in Helsinki the dose was 0.0002 mSv, in Oulu and in Tampere approximately 0.0001 mSv, and in Rovaniemi 0.00003 mSv and in Turku 0.00004 mSv. The radiation dose received via drinking water in Oulu was approximately one third of that in Helsinki but three times higher than the dose in Turku. In Helsinki the contribution of ^3H to the dose was 5%, the rest was caused by ^{137}Cs (45%) and ^{90}Sr (50%). The contribution of ^3H to the dose was highest in Rovaniemi (about 60%), and that of ^{90}Sr was highest in Tampere (about 75%). The consumption of drinking water is assumed to be 2 litres per day.

The calculations were made using dose conversion factors given in the Regulatory Guides on radiation safety (ST Guide 7.3).

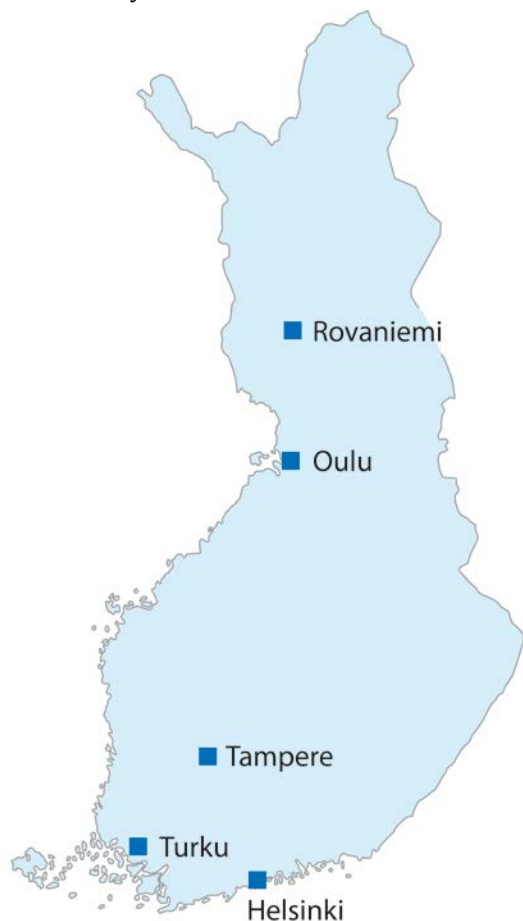
Taulukko 7.1. Juomaveden ^3H -, ^{90}Sr - ja ^{137}Cs -pitoisuudet (Bq/l) Helsingissä, Oulussa, Rovaniemellä, Tampereella ja Turussa.

Tabell 7.1. Halt av ^3H , ^{90}Sr och ^{137}Cs i dricksvatten (Bq/l) i Helsingfors, Uleåborg, Rovaniemi, Tammerfors och Åbo.

Table 7.1. The concentrations of ^3H , ^{90}Sr and ^{137}Cs in drinking water (Bq/l) in Helsinki, Oulu, Rovaniemi, Tampere and Turku.

City	Sampling date	^3H , Bq/l	^{90}Sr , Bq/l	^{137}Cs , Bq/l
Helsinki	21.4.2017	<0.9	$0.007 \pm 10\%$	$0.010 \pm 13\%$
	11.10.2017	<0.9	$0.005 \pm 10\%$	$0.013 \pm 13\%$
Oulu	18.4.2017	<0.9	$0.003 \pm 10\%$	$0.003 \pm 18\%$
	16.10.2017	<0.9	$0.003 \pm 11\%$	$0.002 \pm 28\%$
Rovaniemi	24.4.2017	<0.9	$0.0001 \pm 62\%$	<0.0004
	12.10.2017	1.1 ± 0.6	$0.001 \pm 12\%$	<0.0004
Tampere	20.4.2017	<0.9	$0.004 \pm 10\%$	$0.002 \pm 30\%$
	20.10.2017	1.2 ± 0.6	$0.005 \pm 10\%$	$0.002 \pm 20\%$
Turku	18.4.2017	1.0 ± 0.6	<0.0001	<0.0004
	10.10.2017	1.2 ± 0.6	$0.0023 \pm 11\%$	<0.0005

two sigma uncertainty



Kuva 7.1. Juomaveden keräyspaikkakunnat.

Bild 7.1. Provtagningsorter för dricksvatten.

Fig. 7.1. The sampling sites for drinking water samples.

Yhteyshenkilö: Kaisa Vaaramaa, Säteilyturvakeskus (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

Kontaktperson: Kaisa Vaaramaa, Strålsäkerhetscentralen (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

Contact person: Kaisa Vaaramaa, Radiation and Nuclear Safety Authority (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

8 Maidon radioaktiiviset aineet

Tämä valvontaohjelma antaa kuvan maidon radioaktiivisuustasosta ja maidon kautta aiheutuvasta säteilyannoksesta. Ihmisten eniten käyttämät elintarvikkeet ovat maataloustuotteita. Ravintoketjussa ympäristössä olevat radioaktiiviset aineet siirtyvät tehokkaasti rehun kautta maitoon. Maidon kulutus on runsasta, joten maidon radioaktiivisten aineiden seuranta on tärkeää. Säteilyvalvontaohjelman meijerit on valittu sellaisilta paikkakunnilta, että saadaan mahdollisimman kattava kuva Suomessa tuotetun maidon radioaktiivisten aineiden pitoisuuksista. Paikkakunnat edustavat myös erilaisia laskeumatasoja.

Näytteenotto

Näytteet kerätään meijereistä, jotka sijaitsevat Joensuussa, Jyväskylässä, Oulussa, Riihimäellä ja Seinäjoella (kuva 8.1, 8.3). Viikoittain kerättävät näytteet pakastetaan ja yhdistetään STUKissa analysointia varten.

Näytteiden käsittely ja analysointi

Näytteet konsentroidaan haihduttamalla ja tuhitetaan ennen niiden analysointia. Tuhitetuista yhdistetyistä näytteistä määritetään ^{137}Cs -pitoisuus gammaspektrometrisesti. Strontium erotetaan näytteestä ekstraktiokromatografisella menetelmällä, minkä jälkeen ^{90}Sr mitataan nestetuikespektrometrilla.

Tulokset

Meijerimaidon ^{137}Cs :n ja ^{90}Sr :n alueelliset aktiivisuuspitoisuudet (Bq/l) vuonna 2017 on esitetty neljännesvuosi- ja vuosikeskiarvoina taulukossa 8.1. Meijerimaidon ^{137}Cs -pitoisuudet vaihtelivat välillä 0,15 – 0,8 Bq/l. Maidon ^{137}Cs -pitoisuudet olivat korkeimmat niillä alueilla, joille tuli eniten Tšernobylin onnettomuudesta johtuvaa laskeumaa. Kuvassa 8.2 on esitetty maidon keskimääräinen ^{137}Cs -pitoisuus Etelä-Suomessa tuotetussa maidossa vuodesta 1960 lähtien. Näytteenottoalueet ovat vaihdelleet eri aikoina.

Maidon ^{137}Cs -pitoisuudet ovat jo lähes samaa tasoa kuin ennen Tšernobylin ydinvoimalaitosonnettomuutta. Havaitut pitoisuudet ovat alle tuhannesosan siitä toimenpidetasosta ja elintarvikekaupan raja-arvosta (1 000 Bq/l), jota sovelletaan Euroopan unionin alueella säteilyonnettomuuden jälkeisessä tilanteessa (87/3954/Euratom, 89/2218/EEC).

Maidosta aiheutuva säteilyannos vuonna 2017 oli 0,0005 – 0,0013 mSv, josta ^{90}Sr :n osuus oli keskimäärin 16 %. Arviossa on oletettu maidon kulutukseksi 140 litraa vuodessa henkilöä kohti (Maatilatilastollinen vuosikirja 2008).

8 Radioaktiva ämnen i mjölk

Detta program för strålningsövervakning ger en bild av radioaktivitetsnivån i mjölk och stråldosen som fås via mjölk. Jordbruksprodukter är de livsmedel som befolkningen använder mest. I näringskedjan förflyttar sig radioaktiva ämnen i miljön mycket effektivt via foder till mjölk. Eftersom mjölkkonsumtionen är hög, är det viktigt att övervaka radioaktiva ämnen i mjölk. Mejerierna i programmet för strålningsövervakning har valts ut på sådana orter att man får en tillräckligt täckande bild över radioaktivitetshalterna i mjölken som produceras i Finland. Orterna representerar också olika nedfallsnivåer.

Provtagning

Proven tas vid mejerier i Joensuu, Jyväskylä, Uleåborg, Riihimäki och Seinäjoki (bild 8.1, 8.3). Proven samlas in varje vecka och fryses ner. Proven sammanslås för analys i STUK.

Hantering och analys av proven

Proven indunstas under värmelampa och föraskas innan analysen. Bestämningen av ^{137}Cs och ^{90}Sr görs ur prov som slagits samman. Halten av ^{137}Cs bestäms med gammaspektrometer. Strontium avskiljs först med extraktionskromatografisk metod, varefter halten av ^{90}Sr mäts med vätskescintillationsspektrometer.

Resultat

I tabell 8.1 presenteras de regionala års- och kvartalsmedeltalen av ^{137}Cs - och ^{90}Sr -halterna i mejerimjölk (Bq/l) år 2017. ^{137}Cs -halten i mejerimjölk varierade mellan 0,15 – 0,8 Bq/l. Halterna av ^{137}Cs i mjölken var högre på de områden där nedfallet efter Tjernobylyolyckan var som störst. I bild 8.2 visas halterna av ^{137}Cs sedan 1960-talet i mjölk som producerats i södra Finland. Provtagningsområdet har varierat vid olika tider.

Halterna av ^{137}Cs i mjölk är idag nästan på samma nivå som innan Tjernobyli kärnkraftsolyckan. De observerade halterna är mindre än en tusendel av den åtgärdsnivå och det gränsvärde för livsmedelshandeln (1 000 Bq/l) som tillämpas i Europeiska unionen efter en strålningsolycka (87/3954/Euratom, 89/2218/EEC).

Stråldosen som orsakades av mjölk år 2017 var 0,0005 – 0,0013 mSv, varav ^{90}Sr utgjorde en andel på drygt 16 procent. Den uppskattade mjölkkonsumtionen var 140 liter per år och person (Lantbruksstatistisk årsbok 2008).

8 Radioactive substances in milk

The monitoring programme provides information about radioactivity concentration levels in milk produced in Finland. Milk is also monitored in order to estimate the internal radiation dose for people via milk. Agricultural produce forms the greatest part of people's overall consumption of foodstuffs. Grass is an efficient collector of atmospheric contaminants, and radionuclides in the food chain are rapidly transferred through cattle feed to milk. Since milk is consumed in high amounts, it is important to monitor the levels of radioactive substances in it. The sampling sites represent different levels of deposition.

Sampling

The samples are collected from Finnish dairies in Joensuu, Jyväskylä, Oulu, Riihimäki and Seinäjoki (Fig. 8.1, 8.3). The weekly samples from each sampling site are frozen. The samples are then bulked together for ^{137}Cs and ^{90}Sr analyses in STUK.

Pre-treatment and analysis

The bulked samples are evaporated under infrared thermal lamps and ashed before the analysis. The concentration of ^{137}Cs is determined by gamma spectrometric measurements. Strontium is separated by an extraction chromatographic method and thereafter ^{90}Sr is measured with a liquid scintillation spectrometer.

Results

The concentrations of ^{137}Cs and ^{90}Sr in dairy milk (Bq/l) by sampling site in 2017 are presented as quarterly and annual means in table 8.1. The concentration of ^{137}Cs in milk varied between 0.15 – 0.8 Bq/l. The concentrations were highest in the areas with the highest deposition after the Chernobyl accident. Figure 8.2 presents concentrations of ^{137}Cs in milk produced in southern Finland since the 1960s. The sampling sites have changed throughout the years.

^{137}Cs contents in milk are nearly at the same level as before the deposition caused by the Chernobyl accident. The concentrations of ^{137}Cs observed are about one-thousandth of the action level and the maximum permitted level (1,000 Bq/l), which must be applied within the European Union after a radiation accident (87/3954/Euratom, 89/2218/EEC).

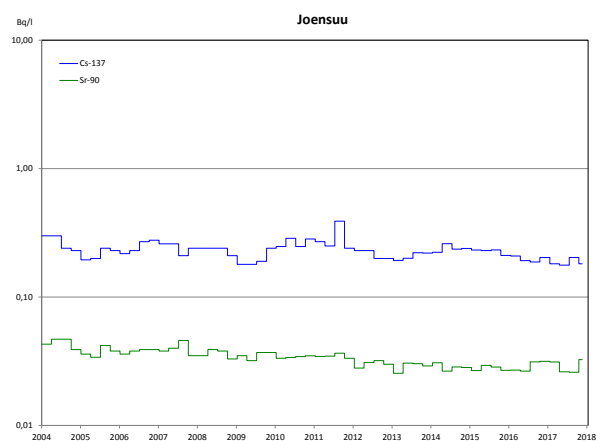
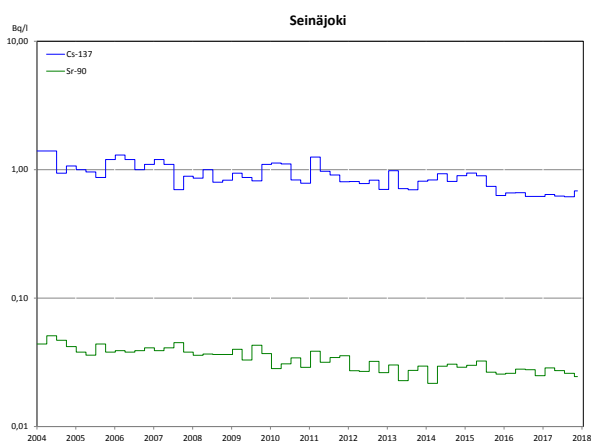
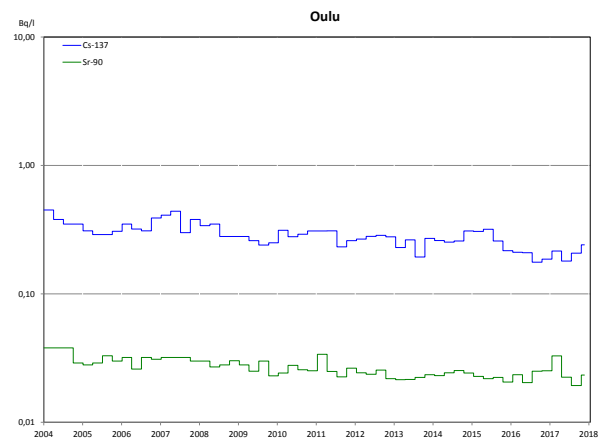
In 2017, the radiation dose received through milk was 0.0005 – 0.0013 mSv. On average 16% of this radiation dose was due to ^{90}Sr . The annual consumption of milk in this dose estimate was assumed to be 140 litres per capita (Yearbook of Farm Statistics 2008).

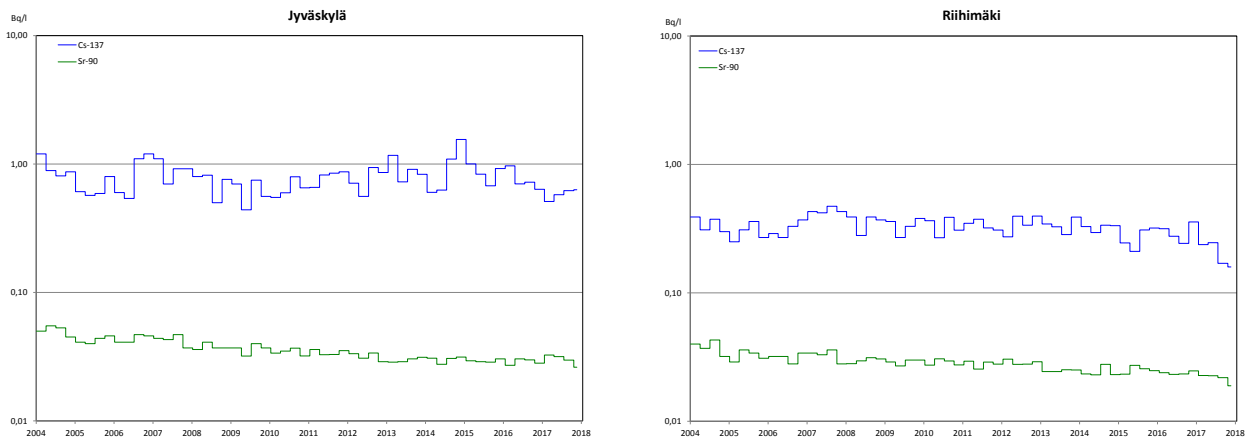
Taulukko 8.1. ^{137}Cs :n ja ^{90}Sr :n aktiivisuuspitoisuudet (Bq/l) maidossa vuonna 2017, neljännesvuosi- ja vuosikeskiarvot.

Tabell 8.1. ^{137}Cs - och ^{90}Sr -halter (Bq/l) i mjölk år 2017, kvartals- och årsmedeltal.

Table 8.1. The concentrations of ^{137}Cs and ^{90}Sr (Bq/l) in milk in 2017, quarterly and annual means.

Site	1.1. – 31.3.		1.4. – 30.6.		1.7. – 30.9.		1.10. – 31.12.		1.1. – 31.12.	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Joensuu	0.18	0.031	0.18	0.026	0.20	0.026	0.18	0.033	0.19	0.029
Jyväskylä	0.51	0.033	0.58	0.032	0.62	0.030	0.63	0.026	0.59	0.030
Oulu	0.22	0.033	0.18	0.023	0.21	0.019	0.24	0.023	0.21	0.025
Riihimäki	0.24	0.023	0.25	0.023	0.17	0.022	0.16	0.019	0.20	0.022
Seinäjäki	0.64	0.029	0.62	0.027	0.62	0.026	0.68	0.025	0.64	0.027

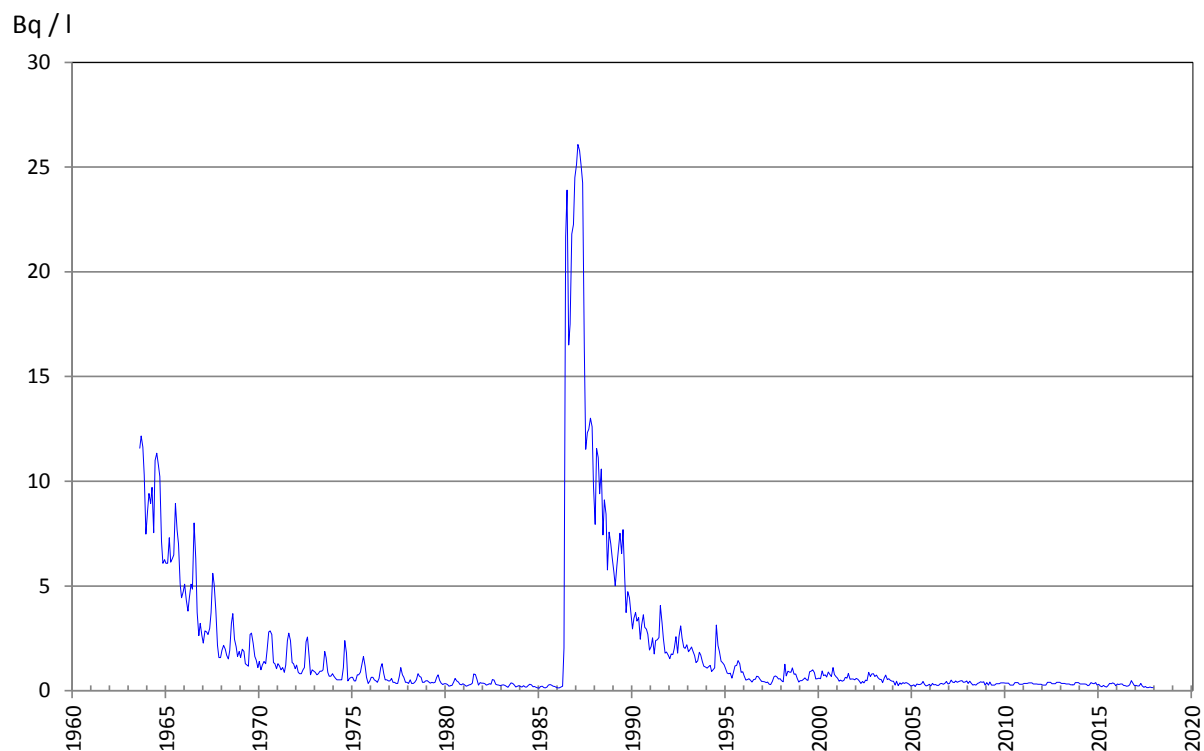




Kuva 8.1. Maitonäytteiden keräyspaikkakunnat ja ^{137}Cs :n ja ^{90}Sr :n aktiivisuuspitoisuudet maidossa (Bq/l) vuodesta 2004 lähtien.

Bild 8.1. Provtagninsorter för mjölk och ^{137}Cs - och ^{90}Sr -halter (Bq/l) i mjölk sedan 2004.

Fig. 8.1. The sampling sites of milk and areal concentrations of ^{137}Cs and ^{90}Sr (Bq/l) in milk since 2004.



Kuva 8.2. Maidon keskimääräinen ^{137}Cs -pitoisuus (Bq/l) Etelä-Suomessa tuotetussa maidossa vuodesta 1960 lähtien.

Bild 8.2. Genomsnittlig halt av ^{137}Cs i mjölk (Bq/l) som producerats i södra Finland sedan 1960.

Fig. 8.2. ^{137}Cs in milk (Bq/l) in Southern Finland since 1960.



Kuva 8.3. Maitonäytteet.

Bild 8.3. Mjölkprou.

Fig. 8.3. Milk samples.

Yhteyshenkilö: Kaisa Vaaramaa, Säteilyturvakeskus (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

Kontaktperson: Kaisa Vaaramaa, Strålsäkerhetscentralen (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

Contact person: Kaisa Vaaramaa, Radiation and Nuclear Safety Authority (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

9 Elintarvikkeiden radioaktiiviset aineet

Elintarvikenäytteiden radioaktiivisuusmittausten tavoitteena on hankkia tietoa radionuklidien saannista ruoan kautta. Samalla saadaan arvio väestön päivittäisestä ravinnon kautta saamasta säteilyaltistuksesta.

9.1 Yhden viikon ateriat

Yhden viikon aterioiden keinotekoisien radioaktiivisuuden valvonnalla saadaan kuva suurkeittiöiden ruoan radioaktiivisuustasosta sekä suurkeittiöiden ruokaa käyttävien henkilöiden ruoasta saamasta säteilyannoksesta. Näytteiden radioaktiivisuutta valvotaan keräämällä yhden viikon ajalta päivittäiset kiinteät ruoka-annokset. Juomat kerätään vain yhdeltä päivältä. Koko vuorokauden aterioiden analysointi yksittäisten elintarvikkeiden sijasta antaa suoraan saannin, jossa on jo huomioitu ruoan valmistuksen vaikutukset ja kulutustekijät.

Näytteenoton paikkakunnat ovat Etelä-, Keski- ja Pohjois-Suomessa (Helsinki, Tampere ja Rovaniemi) edustaen suurimpia asutuskeskuksia ja elintarvikkeiden käytön alueellisia eroja. Samoilta paikoilta otetaan samaan aikaan myös juomavesinäytteet suoraan vesijohtovedestä.

Näytteenotto

Näytteet kerätään syksyllä, jolloin uuden sadon tuotteet ovat mukana. Näytteenottopaikkoina ovat sairaaloiden suurkeittiöt (kuva 9.1). Näytteet sisältävät vuorokauden kaikki ateriat mukaan lukien juomat ja leivät. Ruoka- ja juomanäytteet kerätään erikseen. Aterioiden vuorokauden energiasisältö on noin 7 400 – 9 200 kJ.

Näytteiden käsittely ja analysointi

Vuorokauden kiinteät ruokanäytteet yhdistetään yhdeksi näytteeksi, joka kuivataan ja homogenisoidaan. Kuivatusta vuorokausinäytteistä määritetään ^{137}Cs gammaspektrometrillä mittauksella. Cesiummäärityksen jälkeen vuorokausinäytteet tuhitetaan ja yhdistetään ^{90}Sr :n analysointia varten viikkonäytteeksi. Strontium erotetaan näytteistä ekstraktiokromatografisella menetelmällä, jonka jälkeen ^{90}Sr mitataan nestetuikespektrometrillä.

Vuorokauden juomat yhdistetään yhdeksi näytteeksi, haihdutetaan lämpölamppujen alla ja tuhitetaan. Tuhitetuista vuorokausinäytteistä analysoidaan ^{137}Cs ja ^{90}Sr . ^{137}Cs määritetään gammaspektrometrillä mittauksella. Strontium erotetaan näytteistä ekstraktiokromatografisella menetelmällä, minkä jälkeen ^{90}Sr mitataan nestetuikespektrometrillä.

Tulokset

Päivittäisen ravinnon ^{137}Cs - ja ^{90}Sr -pitopisuudet ovat pieniä, koska ruoan raaka-aineena käytetyt maataloustuotteet ovat lähes puhtaita radioaktiivisista aineista. Tulosten vaihtelut johtuvat lähinnä näytteenotopäivän dieetin ja ruoan alueellisen alkuperän vaihteluista. Vuonna 2017 ^{137}Cs -pitoisuudet ruoassa olivat 0,05 – 0,5 Bq/kg ja juomissa 0,1 – 0,4 Bq/l. Päivittäinen cesiumin saanti ruoan kautta vaihteli välillä 0,07 – 0,6 Bq/d ja juomien kautta 0,1 – 0,5 Bq/d. Aluekohtaiset tulokset on esitetty taulukoissa 9.2 ja 9.3. Suurkeittiöiden ruokaa käyttävien ruoasta saama säteilyannos oli vuonna 2017 alle 0,003 mSv, josta ^{137}Cs :n osuus oli 90 %.

Ruoan ^{137}Cs -pitoisuus voi olla huomattavasti korkeampi, mikäli ravinto sisältää runsaasti luonnontuotteita, sillä metsämarjoissa, järvikalassa, sienissä ja riistassa on vielä Tšernobylin onnettomuudesta peräisin olevaa radioaktiivista cesiumia.

9.2 Kaupan elintarvikkeet

Syksyllä 2017 hankittiin kaupan elintarvikkeita elintarvikeliikkeistä samoilta paikkakunnilta kuin vuorokausiruokanäytteet. Näytteiksi valittiin luonnonvaraista riistaa, kalaa ja luonnontuotteita ^{137}Cs -pitoisuuksien määrittämistä varten (kuva 9.2). Näiden mittausten tulokset ovat taulukossa 9.1.

Mitatuista näytteistä yhden suppilovahvero- ja mustatorvisieninäytteen ja kahden villisianlihanäytteen ^{137}Cs -pitoisuus ylitti raja-arvon 600 Bq/kg, jota suositellaan noudatettavaksi, kun saatetaan markkinoille luonnonvaraista riistaa, metsämarjoja ja -sieniä sekä järvikaloja (EU-suositus 2003/274/Euratom). Tuoreita, kuivattuja tai suolattuja sieniä liottamalla tai keittämällä vedessä ennen ruoaksi valmistamista

saadaan 80 – 90 prosenttia ^{137}Cs :sta poistettua. Sienien kuivaaminen ilman liotusta ei vähennä ^{137}Cs :n määrää. Lisätietoa käsittelymenetelmistä, joilla voidaan vähentää sienten radioaktiivista ^{137}Cs :a, löytyy Säteilyturvakeskuksen verkkosivuilta.

Luonnontuotteita mitataan myös tutkimus- ja tiedotustarkoituksessa. Eri elintarvikkeiden ^{137}Cs -pitoisuuksista on yksityiskohtaisempaa tietoa Säteilyturvakeskuksen verkkosivuilla osoitteessa www.stuk.fi.

9 Radioaktiva ämnen i livsmedel

Målet för radioaktivitetsmätningar i livsmedel är att erhålla uppgifter om intaget av radionuklider via födan. På samma gång fås en uppskattning av den dagliga stråldos som befolkningen får via födan.

9.1 En veckas måltider

Detta övervakningsprogram ger en bild av radioaktivitetsnivån i maten från storkök samt den stråldos som de som äter mat från storkök får. Artificiella radioaktiva ämnen i livsmedel övervakas genom att samla in dagportioner av fast föda under en vecka. Drycker samlas under endast en dag. Genom att analysera mat och dryck från ett helt dygn i stället för enstaka livsmedel får man direkt det intag, där faktorer i tillagningen och konsumtion av maten redan beaktats.

Provtagningsorterna ligger i södra, mellersta och norra Finland och de representerar de största bopätningscentra samt de regionala skillnaderna i användningen av livsmedel (Helsingfors, Tammerfors och Rovaniemi). På samma orter tas samtidigt också dricksvattenprov direkt från vattnet i ledningsnätet.

Provtagning

Tidpunkten för provtagningen är på hösten, så att produkterna från den nya skörden finns med. Proven tas i storkök i sjukhus (bild 9.1). Proven innefattar dygnets alla måltider inklusive drycker och bröd. Prov av mat och dryck uppsamlas skilt. Energiinnehållet för måltiderna under ett dygn är cirka 7 400 – 9 200 kJ.

Behandling och analys av proven

De fasta proven av födan för ett dygn sammanslås till ett prov som torkas och homogeniseras. Ur de torrade dygnsproven bestäms ^{137}Cs med gammaspektrometri. Efter bestämning av ^{137}Cs -halten föraskas proven och sammanslås till veckoprov för analys av ^{90}Sr . Strontium avskiljs med extraktionskromatografi, varefter halten av ^{90}Sr bestäms med vätskescintillationsspektrometer.

Dryckerna från ett dygn sammanslås till ett prov, indunstas under värmelampor och föraskas. Ur de föraskade proven analyseras ^{137}Cs och ^{90}Sr . ^{137}Cs -halten bestäms gammaspektrometriskt. Strontium avskiljs extraktionskromatografiskt, varefter halten av ^{90}Sr bestäms med vätskescintillationsspektrometer.

Resultat

Halterna av ^{137}Cs och ^{90}Sr i den dagliga födan är låga, eftersom de lantbruksprodukter som används som råvaror är nästan fria från radioaktiva ämnen. Variationerna i mätresultaten beror främst på kosthållningen på provtagningsdagen och på att råvarornas regionala ursprung varierar. År 2017 var ^{137}Cs -halterna i maten 0,05 – 0,5 Bq/kg och i dryckerna 0,1 – 0,4 Bq/l. Det dagliga intaget av cesium via maten varierade 0,07 – 0,6 Bq/d och via drycker 0,1 – 0,5 Bq/d. De regionala mätresultaten finns i tabell 9.2 och i tabell 9.3. Under 2017 förorsakade storköken en stråldos på under 0,003 mSv åt konsumenterna. 90 procent av denna dos berodde på ^{137}Cs .

Halten av ^{137}Cs i maten kan vara betydligt högre om födan innehåller rikligt med naturprodukter, eftersom skogsbär, insjöfisk, svamp och vilt ännu innehåller radioaktivt cesium som härstammar från Tjernobylylyckan.

9.2 Livsmedel i butiker

Under hösten 2017 skaffades livsmedel från livsmedelsbutiker på samma orter där matproven från ett dygn hämtats. Till proven valdes vilt fisk och naturprodukter för att bestämma halterna av ^{137}Cs (bild 9.2). Resultaten från dessa mätningar finns i tabell 9.1.

Halten av ^{137}Cs i proven översteg gränsvärdet 600 Bq/kg i ett trattkantarell prov, i ett svart trumpetsvamp prov och i två vildsvinskött prov. Detta gränsvärde rekommenderas att tillämpa på ^{137}Cs i vilt, vilda bär, vilda svampar och insjöfiskar som säljs på marknaden (EU-rekommendation 2003/274/Euratom). Genom att blötlägga eller koka färska, saltade eller torkade svampar i vatten kan 80 – 90 procent av cesiumet avlägsnas. Torkning utan blötläggning sänker inte ^{137}Cs halten i svamp. Mera information om metoder för att sänka halten av radioaktivt ^{137}Cs i svampar finns på Strålsäkerhetscentralens webbsida.

Naturprodukter mäts också för forskning och informationssyften. Mer specifika detaljer om halterna av ^{137}Cs i olika livsmedel finns på Strålsäkerhetscentralens webbsida <http://www.stuk.fi>.

9 Radioactive substances in foodstuffs

The aim of the foodstuffs monitoring programme is to obtain information about the intake of radionuclides through ingestion for estimating internal doses.

9.1 One-week diet

The monitoring programme typifies the level of artificial radioactivity in food of institutional kitchens and gives estimation of internal doses received by ingestion. The artificial radioactivity levels in foodstuffs are monitored by collecting daily meals of solid food over one week in the institutional kitchens in hospitals. Drinks are collected only once a week for one day. An analysis of the whole mixed diet samples rather than the main components of diet gives the intake in which the consumption and food processing are already included.

The sampling sites are located in southern, central and northern Finland, representing the main population centres and regional differences in the consumption of foodstuffs (Helsinki, Tampere and Rovaniemi). Drinking water samples, taken directly from running tap water, are also collected at the same sites.

Sampling

The diet samples are collected once a year. The sampling time is autumn in order to include the products of the new crop in the sampling. The sampling sites comprise institutional kitchens in hospitals (Fig. 9.1). The samples consist of all the meals of a day, including drinks and bread. Food and drink samples are collected separately. The daily energy content of meals totals is approximately 7,400 – 9,200 kJ.

Pre-treatment and analysis

The solid food samples collected during a day are combined into one sample, which is dried and homogenised. The ^{137}Cs of the dried daily samples is determined by gamma spectrometric measurement. After ^{137}Cs has been determined, the samples are ashed and combined into weekly samples for ^{90}Sr analysis. Strontium is separated from the samples by an extraction chromatographic method, after which ^{90}Sr is measured with a liquid scintillation spectrometer.

The drinks collected during a day are evaporated under infrared thermal lamps and ashed. ^{137}Cs is determined by gamma spectrometric measurement from the ashed drink samples. Strontium is separated from the samples by an extraction chromatographic method, after which ^{90}Sr is measured with a liquid scintillation spectrometer.

Results

The concentrations of ^{137}Cs and ^{90}Sr in daily meals are low because the agricultural products used as raw material are almost free of artificial radionuclides. The variation in the results is caused by the differences in the types of meals that were prepared on the sampling dates and in the regional origins of raw materials. The concentrations of ^{137}Cs in the solid food in 2017 ranged from 0.05 – 0.5 Bq/kg, and in the drinks from 0.1 – 0.4 Bq/l. The daily intakes of ^{137}Cs via food varied between 0.07 – 0.6 Bq/d, and via drinks from 0.1 – 0.5 Bq/d. The regional results are given in table 9.2 and in table 9.3. The average internal radiation dose received through food from the institutional kitchens in 2017 was less than 0.003 mSv, and 90% of which is due to ^{137}Cs .

Radioactive concentrations may be considerably higher in food containing a lot of natural produces (wild berries, freshwater fish, wild mushrooms and game).

9.2 Foodstuffs on the market

In the autumn of 2017, the foodstuffs on the market were acquired from grocery shops in the same cities as the daily diet samples. Wild game, wild berries, wild mushrooms and fish were chosen as samples in order to determine concentrations of ^{137}Cs (Fig. 9.2). The results of these measurements are presented in table 9.1.

In the analysed samples, the concentration of ^{137}Cs in two mushroom samples (*Cantharellus tubaeformis*, *Craterellus cornucopioides*) and in two wild boar samples was higher than the maximum permitted level, 600 Bq/kg, recommended to be respected when placing wild game, wild berries, wild mushrooms and lake fish on the market (Commission recommendation 2003/274/Euratom). Soaking or cooking removes up to 80 – 90% of ^{137}Cs contents in fresh, dried or salted mushrooms. Drying without soaking does not reduce the ^{137}Cs contents of the mushrooms. More information about the pre-treatment methods of mushrooms can be found at STUK's website.

Natural products are also monitored for the purposes of research and media. More detailed information about the concentrations of ^{137}Cs in various foodstuffs can be found at STUK's website, <http://www.stuk.fi>.

Taulukko 9.1. ^{137}Cs -pitoisuudet (Bq/kg) elintarvikeliikkeistä hankituissa näytteissä vuonna 2017.

Tabell 9.1. ^{137}Cs i prov som köpts i livsmedelsbutiker år 2017.

Table 9.1. ^{137}Cs in the samples purchased from food shops in 2017.

Elintarvike	Livsmedel	Foodstuff	^{137}Cs , Bq/kg (number of samples)					
			Helsinki		Tampere		Rovaniemi	
hirvenliha	älgkött	venison	109	(1)	—	—	9.3	(1)
peuranliha	hjortkött	deer meat	7.6	(1)	—	—	—	—
poronliha	renkött	reindeer meat	—	—	—	—	50 – 135	(3)
villisianliha	vildsvinskött	wild boar meat	22 – 681*	(5)*	—	—	—	—
metsämarjat	skogsbär	wild berries	1.5 – 47	(11)	4.9 – 77	(12)	1.6 – 26	(7)
sienet	svampar	mushrooms	56 – 179	(5)	2.9 – 833	(6)	28 – 95	(3)
järvi- ja jokikala	insjöfisk	freshwater fish	1.5 – 121	(6)	6.8 – 80	(12)	4.2 – 21	(8)
murtovesi- ja merikala	brack- och havsfisk	brackwater and marine fish	2.5 – 17	(6)	9.8 – 18	(4)	0.9 – 26	(6)
kasvatettu kala (meri- ja sisävesiallas)	odlad fisk (havs- och insjöbassäng)	farmed fish (sea and fresh water basin)	1.5	(1)	1.2 – 1.6	(2)	0.88	(1)

* Näytteenottopäivät, provtagningsdagarna, sampling dates: 29.11.2017 – 11.3.2018. Näytteenottopaikat, provtagningsorter, sampling sites: Loviisa (4) ja Jaala (1).

Taulukko 9.2. ^{137}Cs :n ja ^{90}Sr :n saanti ruoasta vuonna 2017.

Tabell 9.2. Intag av ^{137}Cs och ^{90}Sr i maten år 2017.

Table 9.2. The intake of ^{137}Cs and ^{90}Sr via ingestion in 2017.

Site	Sampling date	^{137}Cs (Bq/d) meal	^{90}Sr (Bq/week) meal
Helsinki	6.11.2017	0.14	0.56
	7.11.2017	0.23	
	8.11.2017	0.58	
	9.11.2017	0.17	
	10.11.2017	0.30	
	11.11.2017	0.22	
	12.11.2017	0.24	
Rovaniemi	2.10.2017	0.16	0.40
	3.10.2017	0.08	
	4.10.2017	0.07	
	5.10.2017	0.10	
	6.10.2017	0.51	
	7.10.2017	0.17	
	8.10.2017	0.23	
Tampere	2.10.2017	0.22	0.27
	3.10.2017	0.30	
	4.10.2017	0.30	
	5.10.2017	0.28	
	6.10.2017	0.10	
	7.10.2017	0.53	
	8.10.2017	0.11	

Taulukko 9.3. ^{137}Cs :n ja ^{90}Sr :n päivittäinen saanti juomasta vuonna 2017.

Tabell 9.3. Daglig intag av ^{137}Cs och ^{90}Sr i dryckerna år 2017.

Table 9.3. The daily intake of ^{137}Cs and ^{90}Sr via drinks in 2017.

Site	Sampling date	^{137}Cs (Bq/d) drinks	^{90}Sr (Bq/d) drinks
Helsinki	6.11.2017	0.47	0.02
Rovaniemi	2.10.2017	0.14	0.02
Tampere	5.10.2017	0.36	0.02

Kuva 9.1. Elintarvikkeiden keräyspaikkakunnat.

Bild 9.1. Provtagningsorter för födoämnen.

Fig. 9.1. The sampling sites for diet samples.



Kuva 9.2. Suppilovahvero (*Cantharellus tubaeformis*)

Bild 9.2. Trattkantarell (*Cantharellus tubaeformis*)

Fig. 9.2. Funnel chanterelle (*Cantharellus tubaeformis*)

Yhteyshenkilö: Kaisa Vaaramaa, Säteilyturvakeskus (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

Kontaktperson: Kaisa Vaaramaa, Strålsäkerhetscentralen (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

Contact person: Kaisa Vaaramaa, Radiation and Nuclear Safety Authority (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

10 Radioaktiiviset aineet ihmisessä

Ihminen saa radioaktiivisia aineita elimistönsä hengittämällä tai ravinnon mukana. Nämä aineet ovat joko luonnollista alkuperää tai keinotekoisesti tuotettuja. Näistä gammasäteilyä lähettäviä aineita voidaan mitata suoraan ihmisen kehosta. Mittaukset tehdään ns. kokokehomittauslaitteistoilla, joista toinen on kiinteästi asennettuna laboratorioon Helsingissä ja toinen on kuorma-autoon rakennettu. Kiinteästi asennettu mittauslaitteisto otettiin käyttöön vuonna 1965 ja liikkuva yksikkö kymmenen vuotta myöhemmin.

Mittaukset

Kiinteä mittauslaitteisto on sijoitettu 80 tonnia painavaan rautahuoneeseen. Paksujen rautaseinien tarkoituksena on vaimentaa ympäristöstä tulevaa taustasäteilyä. Liikkuva yksikkö painaa noin 2,5 tonnia, kuva 10.1a. Helsingin ulkopuoliset mittaukset tehdään yleensä liikkuvalla yksiköllä. Mittauslaitteistoon kuuluu mittaustuoli, johon mitattava henkilö asettuu, ja edessä olevat gammasäteilyä havaitsevat ilmaisimet (kuva 10.1b). Mitattava aktiivisuusmäärä on yleensä pieni ja siksi ympäristöstä tulevan taustasäteilyn vaimentamiseksi tuoli on tehty lyijystä ja säteilyilmaisimien ympäröity lyijyvaipalla.

Kokokehomittauksessa ihmiseen ei kohdistu säteilyä. Mittaus perustuu kehossa olevien radioaktiivisten aineiden hajotessaan lähettämän gammasäteilyn havaitsemiseen. Tällä hetkellä yleisin Suomessa väestön kokokehomittauksissa havaittu keinotekoinen radioaktiivinen aine on ^{137}Cs .

Mitattavat ihmisryhmät

Suomessa on vuodesta 1965 lähtien seurattu helsinkiläistä vertailuryhmää. Vuodesta 1999 alkaen on tämän ryhmän lisäksi mitattu Helsingistä, Tampereelta (2001 alk.) ja Rovaniemeltä kouluista valittuja ryhmiä. Näiden neljän ryhmän tulosten perusteella arvioidaan suomalaisten saama säteilyannos keinotekoisista radioaktiivisista aineista. Tampere edustaa Suomessa Tšernobylin onnettomuuden aiheuttaman korkeimman laskeuman aluetta.

Helsingin, Tampereen ja Rovaniemen kouluryhmät koostuvat vapaaehtoisista oppilaista ja opettajista. Koulut on valittu siksi, että samassa mittaustilassa on eri-ikäisiä henkilöitä. Mitattavilta kysytään lyhyesti ruokavaliosta ja tiettyjen, runsaasti radioaktiivista ^{137}Cs :ää sisältävien elintarvikkeiden kulutuksesta.

Tulokset

Mittaustulokset ovat kuvassa 10.2. Kuvassa oleviin tuloksiin sisältyvät vain aikuisten (yli 14-vuotiaiden) mittaustulosten mediaanit. Tässä yhteydessä mediaani on parempi tunnusluku kuin keskiarvo, koska otokset ovat pieniä, jolloin yksittäiset huomattavan suuret tai pienet tulokset painottuvat liikaa (ks. kuva 10.2).

Lasten eli alle 15-vuotiaiden tuloksista voidaan todeta, että kehossa oleva ^{137}Cs -aktiivisuus oli yleensä alle 100 Bq. Myös alle havaitsemisrajan olevia tuloksia oli suhteellisesti enemmän kuin aikuisissa. Tämä sopii hyvin yhteen aikaisemmissa tutkimuksissa saatujen tulosten kanssa. Mittaustulosten vuotuinen vaihtelu johtuu kaupasta ostettujen ja luonnosta kerättyjen elintarvikkeiden aktiivisuuspitoisuuksien suurista eroista sekä luonnosta kerättyjen elintarvikkeiden satunnaisesta käytöstä.

Helsingissä mitattiin 37 henkilöä. Suurin mitattu ^{137}Cs -aktiivisuus kehossa oli 270 Bq ja alle havaitsemisrajan (noin 50 Bq) jäi 20 henkilön tulos. Vastaavasti Tampereella mitattiin 44 henkilöä, suurin mitattu ^{137}Cs -aktiivisuus kehossa oli 530 Bq ja alle havaitsemisrajan jäi 17 kpl mitatuista henkilöistä. Rovaniemellä mitattiin 38 henkilöä, suurin mitattu ^{137}Cs -aktiivisuus kehossa oli 390 Bq ja alle havaitsemisrajan jäi 11 henkilön tulos.

Kuvassa 10.3 on esitetty keskimääräinen ^{137}Cs -aktiivisuus helsinkiläisen vertailuryhmän jäsenissä 1960-luvun puolivälistä vuoteen 2013. Kuvassa erottuvat selvästi ilmakehässä suoritettujen ydinkokeiden ja Tšernobylin ydinonnettomuuden vaikutukset kehossa olevaan ^{137}Cs -aktiivisuuteen.

Kehossa olevan ^{137}Cs :n aiheuttaman säteilyannoksen arvioitiin vuonna 2017 jääneen alle 0,01 mSv/henkilö, eli alle 0,3 % suomalaisen keskimääräisestä vuosittaisesta säteilyannoksesta, noin 3,2 mSv.

10 Radioaktiva ämnen i människokroppen

Människan får i sig radioaktiva ämnen genom att andas in dem eller med födan. Dessa ämnen är antingen av naturligt ursprung eller artificiella. De ämnen som emitterar gammastrålning i människokroppen kan mätas direkt med helkroppsmätning. Strålsäkerhetscentralen har två utrustningar för detta: den ena är fast installerad i laboratoriet i Helsingfors och den andra är installerad i en lastbil. Den fasta helkroppsmätaren togs i bruk år 1965 och den mobila tio år senare.

Mätningar

Helkroppsmätaren i laboratoriet har placerats i ett järnrum som väger 80 ton. De tjocka järnväggarna ska absorbera den bakgrundsstrålning som kommer från omgivningen. Den mobila enheten väger cirka 2,5 ton, bild 10.1a. Mätningar utanför Helsingfors görs vanligtvis med denna utrustning. Mätutrustningen består av en stol för testpersonen och detektorer framför stolen (bild 10.1b). Aktiviteten som mäts är vanligtvis liten och för att skärma av bakgrundsstrålningen från omgivningen är stolen tillverkad av bly och detektorn har en blymantel.

Vid helkroppsmätning utsätts testpersonen inte för strålning. Mätningen går ut på att detektera den gammastrålning som radioaktiva ämnen i kroppen emitterar vid sitt sönderfall. För närvarande är ^{137}Cs det vanligaste artificiella radioaktiva ämnet som upptäcks vid helkroppsmätningar.

Människogrupper som undersöks

I Finland har man sedan år 1965 utfört mätningar på en referensgrupp av Helsingforsbor. Från och med år 1999 har man dessutom utfört mätningar på tre grupper från skolor i Helsingfors, Rovaniemi och Tammerfors (fr.o.m. 2001). På basis av resultaten från mätningarna på dessa fyra grupper beräknar man den stråldos som finländarna i genomsnitt får från artificiella radioaktiva ämnen. Tammerfors representerar området med det största nedfallet från Tjernobylyolyckan i Finland.

Skolgrupperna i Helsingfors, Tammerfors och Rovaniemi består av frivilliga elever och lärare. Skolorna har valts för att inkludera olika åldersgrupper på samma mätplats. Personerna intervjuas kortfattat om matvanor samt om deras konsumtion av vissa livsmedel som innehåller rikligt med radioaktivt ^{137}Cs .

Resultat

Resultaten visas på bild 10.2. Endast medianen av mätvärdena för vuxna personer (över 14 år) har tagits med. I detta sammanhang är medianen en bättre parameter än medeltalet eftersom samplet är litet och enstaka avvikande stora eller små resultat inverkar för mycket (se bild 10.2).

Om barns resultat (under 15 år) kan det konstateras att ^{137}Cs aktiviteten i kroppen vanligtvis låg under 100 Bq. Fall under detekteringsgränsen förekom relativt sett oftare bland barn än bland vuxna. Detta stämmer väl överens med resultat från tidigare undersökningar. Årsvariationen i mätresultaten beror på de stora skillnaderna i aktiviteten i inhandlad mat och livsmedel som samlats i naturen samt på att livsmedel som samlas i naturen används sporadiskt.

I gruppen från Helsingfors utfördes mätningar på 37 personer, i den från Rovaniemi 38 och i den från Tammerfors 44 personer. I Helsingfors var den högsta uppmätta ^{137}Cs aktiviteten i kroppen 270 Bq och 20 personer låg under detekteringsgränsen (ung. 50 Bq). Rovaniemi var de motsvarande värdena 390 Bq och 11 personer och i Tammerfors 530 Bq och 17 personer.

Bild 10.3 visar kroppsinnehållet av ^{137}Cs som medelvärde för män och kvinnor i referensgruppen från Helsingfors mätt årligen sedan 1960-talets mitt. Inverkan av kärnvapenprov i atmosfären och av Tjernobylyolyckan på ^{137}Cs aktiviteten i kroppen ses tydligt i bilden.

År 2017 uppskattades ^{137}Cs i människokroppen i medeltal förorsaka en stråldos på cirka 0,01 mSv per person eller mindre än 0,3 procent av den totala stråldosen på cirka 3,2 mSv som finländarna årligen får.

10 Radioactivity in man

Radioactive substances enter the human body via breath or in foodstuffs. These substances are either of natural or of artificial origin of which gamma ray emitters can be measured directly using a dedicated whole body counter. There are two such counters in use at STUK. One is a permanently installed system in the laboratory and the other one is a mobile system. The stationary system was installed in 1965 and the mobile system ten years later.

The measurements

The stationary system is installed inside an 80-tonne iron room. The thick iron walls are there to reduce the environmental background radiation. The mobile unit weighs about 2.5 tonnes and is installed on a truck (Fig. 10.1a). This mobile system is used in measurements away from Helsinki. The mobile system includes a lead chair for the person to be measured and in front of that a lead shielded gamma ray detector (Fig. 10.1b). The amount of radioactive substances to be measured is usually small, therefore, the lead shielding is necessary in order to reduce the background radiation from the environment

The measurement itself does not cause any additional exposure to radiation. The measurement is based on detection of gamma radiation emitted by the radioactive substances in the body. Today, ^{137}Cs is the most common artificial radionuclide detected in these measurements.

Groups of people to be measured

A reference group from Helsinki has been monitored since 1965. The groups from Helsinki and Rovaniemi have been followed since 1999 and in 2001 a group from Tampere was added (for a map, see Fig. 9.1). These groups include volunteer children and teachers from local schools where different age groups are easily available. The measured persons were interviewed for information on eating habits and consumption of certain foodstuffs known to contain rather high concentrations of ^{137}Cs . Based on the results of these measurements, the internal radiation dose for the people from artificial radioactive substances can be estimated.

Results

The medians on the measurement results are presented for the adults (older than 14 years) in Helsinki, Rovaniemi and Tampere in figure 10.2. The median better suits the purpose than the mean value because, when groups measured are small, a single large or small result gets too much weight (see Fig. 10.2). Some children below 15 years age were measured and their body contents were usually below 100 Bq. In addition, there were relatively more results among children below detection limit than among adults. This result agrees well with results from our earlier studies.

In the Helsinki group in 2017, there were 37 measurements. The highest content was 270 Bq and 20 persons were below the detection limit of 50 Bq. Corresponding values in Tampere were 44 persons in measurement, the highest content was 530 Bq and 17 persons were below the detection limit and in Rovaniemi there were 38 persons in measurement, the highest value being 390 Bq and 11 persons were below detection limit.

Figure 10.3 shows the mean ^{137}Cs activity in the Helsinki reference group measured since 1965. The influence of the atmospheric nuclear weapons tests and of the Chernobyl accident on the body caesium content is clearly visible.

The mean internal radiation dose from ^{137}Cs in 2017 was estimated at 0.01mSv/person, or less than 0.3% of the total mean annual radiation dose 3.2 mSv.



Kuva 10.1a. Kokokehomittauksissa käytettävä liikkuva laboratorio.

Bild 10.1a. Det mobila laboratoriet som används för helkroppsmätningar.

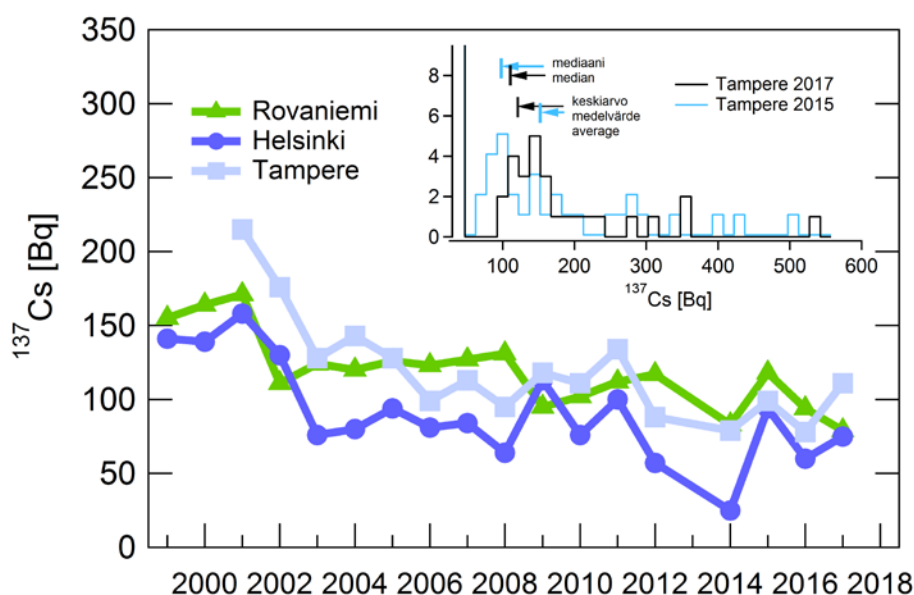
Fig 10.1a. The mobile laboratory used in the whole-body measurements.



Kuva 10.1b. Liikkuvan laboratorion taustasuojia ja ilmaisimet ja STUKin toimitiloissa oleva gammamittauslaitteisto.

Bild 10.1b. Mätningssol i det mobila laboratoriet och gammamätning i STUK.

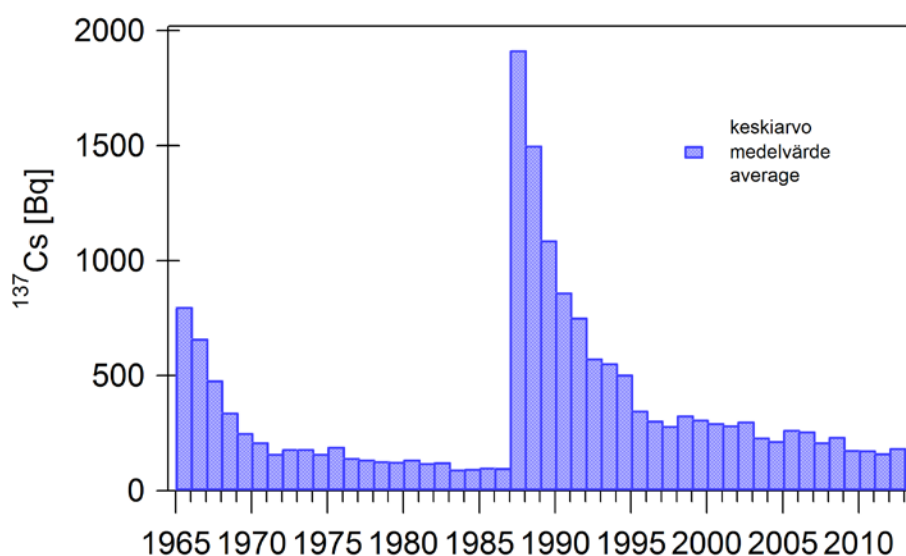
Fig. 10.1b. The background shield and detectors of the mobile unit and gamma measurement at STUK.



Kuva 10.2. Kehossa oleva ^{137}Cs -aktiivisuus. Ryhmissä on mukana kaikki yli 14-vuotiaat, jotka kävivät mittauksessa. Varsinaisen kuvan sisällä olevassa histogrammissa on Tampereen jakaumat vuosilta 2015 ja 2017.

Bild 10.2. Kroppsinnehållet av ^{137}Cs för kvinnor och män. I grupperna ingår alla personer äldre än 14 år som mättes. Histogrammet innanför figuren visar fördelningen av resultaten från skolmätningarna i Tammerfors 2015 och 2017.

Fig. 10.2. The ^{137}Cs body content for women and men. All persons older than 14 years are included in the groups. The inserted histogram shows the distributions of the measurement results for the Tampere group in 2015 and 2017.



Kuva 10.3. Kehossa oleva ^{137}Cs -aktiivisuus keskiarvona helsinkiläisessä vertailuryhmässä vuosina 1965 – 2013.

Bild 10.3. Kroppsinnehållet av ^{137}Cs som medelvärde i referensgruppen i Helsingfors mätt årligen sedan 1965.

Fig. 10.3. Body content of ^{137}Cs as the mean in the Helsinki reference group measured annually since 1965 at STUK.

11 Jätelietteen radioaktiiviset aineet

Ympäristön säteilyvalvontaohjelmaan otettiin vuonna 2009 mukaan Helsingin Viikinmäen jätevesipuhdistamon lietteet, joista seurataan keinotekkoisten radionuklidien esiintymistä. Monet ympäristöön kulkeutuneet radionuklidit voidaan havaita jätevedenpuhdistamon lietteestä, sillä puhdistusprosessissa lietteeseen rikastuu monia jätevedessä olevia radionuklideja. Viikinmäen jätevedenpuhdistamon lietteessä havaitaan radionuklideja, jotka ovat peräisin mm. Tšernobylin onnettomuudesta, lääkinnällisestä radioisotooppien käytöstä sekä luonnosta. Tutkimalla lietteitä saadaan myös tietoa radionuklidien kulkeutumisesta ympäristössä.

Viikinmäen jätevedenpuhdistamo otettiin käyttöön vuonna 1994. Siellä puhdistetaan paitsi Helsingin myös Vantaan itä- ja keskiosien, Keravan, Tuusulan, Järvenpään, Sipoon, Mäntsälän eteläosan ja Pornaisen jätevedet. Vuonna 2017 puhdistamon kokonaisvirtaama oli noin 290 000 m³ vuorokaudessa. Kuivatua jätevesilietettä syntyi vuonna 2017 noin 64 600 tonnia.

Näytteenotto

Jätevedenpuhdistamon raakalietteestä ja mädätetystä kuivatusta lietteestä otetaan neljä kertaa vuodessa näytteet, joista analysoidaan gammasäteilyä lähettävät radionuklidit. Näytteenottokuukaudet ovat maaliskuu-, kesä-, syys- ja joulukuu ja molemmat näytteet otetaan samana päivänä.

Näytteiden käsittely ja analysointi

Laboratoriossa raakaliete kuivataan lämpökaapissa ja jauhetaan (kuva 11.1). Muuta esikäsittelyä näytteelle ei tehdä. Gammasäteilyä lähettävät radioaktiiviset aineet analysoidaan jauhetuista näytteistä gammaspektrometrisesti.

Mädätetystä kuivatusta lietteestä gammasäteilyä lähettävät radioaktiiviset aineet analysoidaan ilman esikäsittelyä. Mittaus tehdään mahdollisimman nopeasti sen jälkeen, kun näyte on saapunut laboratorioon lyhytikäisten nuklidien toteamiseksi. Kuiva-ainemääritys tehdään mittauksen jälkeen.

Tulokset

Radionuklideja käyttävien sairaaloiden syöpäklonikoiden ja isotooppiosastojen potilaiden eritteet menevät Viikinmäen puhdistamoon. Hoitoja annetaan yleensä vain tiettyinä päivinä, joten päästöt jätevesiin jakautuvat ajallisesti epätasaisesti. Tästä johtuen sairaalanuklidien pitoisuudet lietteessä vaihtelevat suuresti.

Sairaaloissa käytettäviä radionuklideja ovat ¹³¹I, ¹⁷⁷Lu ja ²⁰¹Tl. ¹³⁷Cs on peräisin Tšernobylin onnettomuudesta ja ²³⁸U on vedessä luonnollisesti esiintyvä radioaktiivinen aine. Jätelietteen gamma-aktiivisten radionuklidien pitoisuudet raakalietteessä vuonna 2017 on esitetty taulukossa 11.1 ja kuivatussa lietteessä taulukossa 11.2. Vuoden 2017 marraskuun mädätetyssä kuivatussa lietenäytteessä havaittiin 10 Bq/kg ruteniumia (¹⁰⁶Ru).

11 Radioaktiva ämnen i avloppsslam

I programmet för övervakning av strålning i miljön tog man år 2009 med slammet från Viksbacka avloppsreningsverk i Helsingfors. Man ska undersöka förekomsten av artificiella radionuklider i slammet. I slammet från avloppsreningsverket kan man upptäcka många radionuklider som släppts ut i miljön, eftersom slammet från avloppsvattnet berikas med dessa under reningsprocessen. I slammet från Viksbacka avloppsreningsverk har man upptäckt radionuklider som härrör bland annat från Tjernobylyolyckan, användningen av radioisotoper inom medicin och från naturen. Genom att undersöka slammet får man också information om radionuklidernas förflyttning i miljön.

Viksbacka avloppsreningsverk togs i bruk år 1994. Här behandlas avloppsvatten förutom från Helsingfors även från östra och mellersta Vanda, Kervo, Tusby, Träskända, Sibbo, södra Mäntsälä och Borgnäs. År 2017 var reningsverkets totala flöde cirka 290 000 m³ per dygn. Under 2017 uppstod det cirka 64 600 ton torkat avloppsvattenslam.

Provtagning

Fyra gånger per år tar man prov från avloppsreningsverkets råslam och rötade torkade slam och analyserar radionukliderna som emitterar gammastrålning. Provtagningsmånaderna är mars, juni, september och december. Båda proven tas på samma dag.

Hantering och analys av proven

I laboratoriet torkas råslammet i ett värmeskåp och mals (bild 11.1). Någon annan förbehandling görs inte med provet. De radioaktiva ämnen som sänder gammastrålning i de malda proven analyseras med gammaspektrometer.

De radioaktiva ämnena som finns i det rötade slammet och som sänder gammastrålning analyseras utan förbehandling. För att observera de kortlivade radionukliderna görs mätningen så snabbt som möjligt efter att provet anlånt till laboratoriet. Bestämning av torrsubstansen görs efter mätningen.

Resultat

Exkret från patienterna på cancerkliniker och vid isotopavdelningar i sjukhus där man använder radionuklider går till reningsverket i Viksbacka. Behandlingarna ges oftast bara på vissa dagar så utsläppen i avloppsvattnet fördelas tidsmässigt ojämnt. Till följd av detta finns det stora variationer i halterna av sjukhusnuklider i slammet.

På sjukhus används radionukliderna ¹³¹I, ¹⁷⁷Lu och ²⁰¹Tl. ¹³⁷Cs härrör från Tjernobylyolyckan och ²³⁸U är ett radioaktivt ämne som förekommer naturligt i vatten. Halterna av gammaaktiva radionuklider i avfalls-slammet år 2017 presenteras i tabell 11.1 (råslam) och i tabell 11.2 (torkat slam). I det rötade och torkade slamprovet från november 2017 observerades 10 Bq/kg rutenium (¹⁰⁶Ru).

11 Radioactive substances in wastewater sludge

In 2009, the programme for the surveillance of environmental radiation was expanded to monitor the occurrence of artificial radionuclides in sludge from the Viikinmäki wastewater treatment plant in Helsinki. Sludge is a sensitive indicator of radionuclides that enter the environment since many radionuclides in wastewater are enriched during the water treatment process. Sludge from the Viikinmäki wastewater treatment plant has been found to contain radionuclides that originate, for instance, in the Chernobyl accident, medical use of radioisotopes and natural sources. Investigating sludge also provides useful information about the transfer of radionuclides in the environment.

The Viikinmäki wastewater treatment plant in Helsinki was commissioned in 1994. The plant processes the wastewater of Helsinki, eastern and central parts of Vantaa, Kerava, Tuusula, Järvenpää, Sipoo, southern part of Mäntsälä and Pornainen. In 2017, about 290,000 m³ of wastewater per day flowed through the plant. The plant produced 64,600 tonnes of dried waste sludge in 2017.

Sampling

Samples of undigested sludge and dewatered sludge from the wastewater treatment plant are collected four times a year and analysed for gamma-emitting radionuclides. Samples are collected in March, June, September and December. Both types of samples are collected on the same day.

Pre-treatment and analyses

In the laboratory, the samples of undigested sludge are dried in a drying oven and ground into powder (Fig. 11.1). The samples are not pre-treated in any other way. The samples are then analysed gamma spectrometrically for gamma-emitting radioactive substances.

The samples of dewatered sludge are analysed for gamma-emitting radioactive substances without any pre-treatment. Measurements are carried out as soon as possible after the samples have arrived in the laboratory in order to detect any short-term nuclides. The percentage of dry material in the samples is determined after the measurements.

Results

The Viikinmäki wastewater treatment plant processes excretion from patients who have been treated with radioactive isotopes. Treatments are usually given only on certain weekdays so the emission of radionuclides into wastewater is distributed unevenly regarding the time. As a result, the concentrations of such radionuclides in the sludge vary a great deal.

Radionuclides used in hospitals include ¹³¹I, ¹⁷⁷Lu and ²⁰¹Tl. ¹³⁷Cs derives from the Chernobyl accident, while ²³⁸U is a natural radioactive substance that can be found in water. The concentrations of gamma-emitting radionuclides in undigested sludge and dewatered sludge in 2017 are presented in tables 11.1 and 11.2, respectively. 10 Bq/kg of ¹⁰⁶Ru was observed in the dewatered sludge sample in November 2017.

Taulukko 11.1. Gammasäteilyä lähettävät radioaktiiviset aineet Viikinmäen jätevedenpuhdistamon raakalietteessä Bq kg⁻¹ kuivapainoa kohden vuonna 2017.

Tabell 11.1. Gammastrålände radioaktiva ämnen i råslammet från Viksbacka avloppsreningsverk Bq kg⁻¹ torrsvikt år 2017.

Table 11.1. Gamma-emitting radionuclides in undigested sludge in the Viikinmäki wastewater treatment plant Bq kg⁻¹ dry weight in 2017.

Sampling date	¹³¹ I	¹³⁷ Cs	¹⁷⁷ Lu	²⁰¹ Tl	²³⁸ U
1.3.2017	2200 ± 10%*	4.6 ± 22%	1200 ± 16%	89 ± 12%	230 ± 32%
23.5.2017	1300 ± 12%	3.1 ± 24%	1400 ± 24%	90 ± 38%	300 ± 32%
31.8.2017	1700 ± 10%	6.5 ± 14%	2200 ± 16%	49 ± 12%	320 ± 20%
28.11.2017	1400 ± 12%	5.3 ± 14%	2200 ± 16%	58 ± 12%	340 ± 16%

Uncertainty is given two sigma uncertainty

Taulukko 11.2. Gammasäteilyä lähettävät radioaktiiviset aineet Viikinmäen jätevedenpuhdistamon kuivatussa lietteessä Bq kg⁻¹ kuivapainoa kohden vuonna 2017.

Tabell 11.2. Gammastrålände radioaktiva ämnen i det torkade slammet från Viksbacka avloppsreningsverk Bq kg⁻¹ torrsvikt år 2017.

Table 11.2. Gamma-emitting radionuclides in dewatered sludge in the Viikinmäki wastewater treatment plant Bq kg⁻¹ dry weight in 2017.

Sampling date	¹³¹ I	¹³⁷ Cs	¹⁷⁷ Lu	²⁰¹ Tl	²³⁸ U
1.3.2017	530 ± 12%*	5.0 ± 12%	1000 ± 16%	13 ± 20%	460 ± 16%
23.5.2017	470 ± 12%	4.6 ± 12%	1200 ± 16%	11 ± 20%	580 ± 16%
31.8.2017	630 ± 12%	5.8 ± 16%	3300 ± 16%	20 ± 32%	540 ± 20%
28.11.2017	270 ± 10%	5.6 ± 16%	2000 ± 14%	14 ± 16%	440 ± 14%

Uncertainty is given two sigma uncertainty



Kuva 11.1. Raakalietteen kuivaus lämpökaapissa.

Bild 11.1. Råslammet torkning i ett värmeskåp.

Fig. 11.1. Drying of raw sludge in a drying oven.

Yhteyshenkilö: Kaisa Vaaramaa, Säteilyturvakeskus (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

Kontaktperson: Kaisa Vaaramaa, Strålsäkerhetscentralen (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

Contact person: Kaisa Vaaramaa, Radiation and Nuclear Safety Authority (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

12 Radioaktiiviset aineet Itämeressä

Kaikki Itämeren maat ovat ratifioineet Helsingin sopimuksen eli Itämeren merellisen ympäristön suojelusopimuksen. Helsinki-komissio (HELCOM) koordinoi kansainvälistä yhteistyötä, joka huolehtii sopimuksen täytäntöönpanosta. Komission suosituksessa 26/3 on määritelty ohjelma, jonka avulla valvotaan radioaktiivisten aineiden esiintymistä, kulkeutumista ja määrää Itämeressä. Kaikki Itämeren rantavaltiot osallistuvat valvontaan omalla osuudellaan. Suomen osuutena on ottaa vuosittain reilut sata näytettä Itämeren vedestä, pohjasedimenteistä, kaloista ja muista eliöistä, analysoida niissä olevat radioaktiiviset aineet ja raportoida tulokset komission tietokantaan. Säteilyturvakeskus vastaa Suomen osuudesta ohjelmassa. Tuloksista laaditaan yhteisraportteja määräajoin. Lisäksi STUK ylläpitää päästörekisteriä, johon kaikkien Itämeren piirissä toimivien ydinvoimalaitosten radioaktiivisten aineiden päästöt raportoidaan vuosittain.

Näytteenotto

Merivesi-, pohjasedimentti-, kala- ja muiden eliönäytteiden (kuten levät ja pohjaeläimet) näytteenottopisteet on esitetty kuvassa 12.1. Näytteet otetaan vuosittain tutkimusalus Arandalla, sekä rannikon läheisyydessä STUKin tai paikallisten näytteenottajien toimesta.

Tulokset

Itämeri on ollut intensiivisen radioekologisen tutkimuksen kohteena jo 1950-luvun lopulta alkaen. Tšernobylin ydinvoimalaitoksessa 1986 tapahtunut onnettomuus lisäsi edelleen siihen kohdistunutta radioekologista mielenkiintoa, sillä Itämeri oli kaikkein eniten laskeumaa saanut merialue maapallolla.

Tšernobylin laskeuma jakautui hyvin epätasaisesti Itämeren valuma-alueelle; eniten laskeumaa kertyi Selkämeren ja itäisen Suomenlahden alueille. Vuosien kuluessa Tšernobyl-cesiumin levinneisyyskuva on muuttunut jokien tuoman cesiumin, vesimassojen sekoittumisen, merivirtojen ja sedimentoitumisen vaikutuksesta. Cesiumia on kulkeutunut virtausten mukana Suomenlahdelta ja Pohjanlahdelta varsinaiselle Itämerelle, ja edelleen Tanskan salmien kautta Pohjanmerelle.

Vuonna 2017 pinnan läheisessä vesikerroksessa mitattiin ^{137}Cs :ää 13 – 26 becquereliä kuutiometrissä vettä (Bq/m^3). Vaikka ^{137}Cs -pitoisuudet merivedessä ovat laskeneet huippuvuosista (kuva 12.2), Itämeri on yhä yksi maailman saastuneimmista merialueista ^{137}Cs :n suhteen. Merivedestä mitatut tritiumpitoisuudet vaihtelivat $< 0,9 - 6,7$ becquereliä litrassa (Bq/l). Suurimmat tritiumpitoisuudet mitattiin ydinvoimalaitosten välittömässä läheisyydessä. Meriveden ^{90}Sr -pitoisuus vaihteli välillä 5,2 – 7,4 becquereliä kuutiometrissä vettä (Bq/m^3).

Suurin osa Itämereen tulleesta radioaktiivisesta cesiumista on vajonnut pohjasedimentteihin. Sedimentin pintakerroksessa ^{137}Cs -pitoisuus vaihteli 170 – 460 Bq/kg . Pohjasedimenteissä ^{137}Cs :n kokonaismäärät pinnasta noin 30 cm syvyyteen olivat itäisen Suomenlahden ja Selkämeren havaintopaikoissa 20 100 – 39 000 becquereliä neliömetrillä (Bq/m^2). Muissa Itämeren alueen havaintopaikoissa kokonaismäärät vaihtelivat välillä 1 800 – 4 200 Bq/m^2 . Itämeren pohjaan arvioidaan olevan varastoituneena $2,5 \times 10^{15}$ Bq (2,5 terabecquereliä) ^{137}Cs :ää, josta yli puolet on sitoutuneena Selkämeren pohjasedimentteihin.

Vuonna 2017 cesiumin pitoisuudet vaihtelivat Suomen rannikoilta pyydetyissä hauissa 6 – 10 becquereliä kilossa (Bq/kg) ja olivat silakoissa korkeimmillaan 4,4 Bq/kg (kuva 12.3). Itämeren kaloista suomalaisille aiheutunut sisäisen säteilyannos oli alle 0,0005 millisieverttiä (mSv) vuonna 2017.

12 Radioaktiva ämnen i Östersjön

Alla Östersjöländer har ratificerat Helsingforskonventionen, Konventionen om skydd av Östersjöområdets marina miljö. Helsingforskommissionen (HELCOM) koordinerar det internationella samarbetet som ser till att konventionen verkställs. HELCOMs rekommendation 26/3 definierar programmet för övervakning av förekomst, transport och mängder av radioaktiva ämnen i Östersjön. Alla Östersjöländer deltar i övervakningen med sina egna nationella program. I Finlands andel ingår tagning av ungefär hundra prov på havsvatten, bottensediment, fisk och annan biota, analysering av radioaktiva ämnen i proverna och rapportering av resultaten till HELCOMs databas. STUK är ansvarigt för Finlands andel i programmet. Resultaten publiceras regelbundet i gemensamma rapporter. Därtill upprätthåller STUK ett utsläppsregister, i vilket parterna rapporterar årliga utsläppsdata från alla de kärnanläggningar som är i drift i Östersjöområdet.

Provtagning

Provtagningsplatserna för havsvatten, bottensediment, fisk och annan biota visas i bild 12.1. Proven tas årligen på det finska forskningsfartyget Aranda samt i kustområdena av STUK:s personal eller andra lokala provtagare.

Resultat

Östersjön har sedan 1950-talets slut varit föremål för intensiva radioekologiska undersökningar. Olyckan i Tjernobyl år 1986 ökade dess radioekologiska intresse ytterligare, då Östersjön var det havsområde globalt sett som påverkades mest av Tjernobylnedfallet. Nedfallet fördelades mycket ojämnt i Östersjöns avrinningsområden; områdena kring Bottenhavet och östra Finska viken mottog mest nedfall. Under årens lopp har spridningsbilden av Tjernobylicesium förändrats något till följd av cesiumutsläpp med älvar, blandning av vattenmassorna, havsströmmar och sedimentationsprocesser. Cesium har transporterats med havsströmmarna från Finska viken och Bottenhavet till den egentliga Östersjön och vidare ut i Nordsjön genom de danska sunden.

År 2017 varierade halterna av ^{137}Cs i ytvattnet från 13 till 26 becquerel per kubikmeter vatten (Bq/m^3). Även om ^{137}Cs -halterna i havsvattnet har minskat med tiden efter olyckan i Tjernobyl (bild 12.2), är Östersjön fortfarande världens mest förorenade havsområde vad gäller ^{137}Cs . Tritiumhalterna i havsvatten varierade $< 0,9 - 6,7$ becquerel per liter (Bq/l). De högsta tritiumhalterna observerades nära kärnkraftverk. Havsvattnets ^{90}Sr -halt varierade mellan $5,2 - 7,4$ Becquerel per kubikmeter vatten (Bq/m^3).

Merpart av ^{137}Cs har sjunkit ner botten sediment. I sediments ytskikt ^{137}Cs halterna varierade $170 - 460 \text{ Bq}/\text{kg}$. I bottensedimenten var totalmängderna av ^{137}Cs från ytan till cirka 30 centimeters djup $20\,100 - 39\,000$ becquerel per kvadratmeter (Bq/m^2) vid provtagningsstationerna i östra Finska viken och Bottenhavet. Vid de andra stationerna i Östersjön varierade totalmängderna från $1\,800$ till $4\,200 \text{ Bq}/\text{m}^2$. Den totala mängden ^{137}Cs i Östersjöns botten uppskattas vara cirka $2,5 \times 10^{15} \text{ Bq}$ ($2,5$ terabecquerel). Över hälften av detta är bundet i Bottenhavets sediment.

År 2017 varierade cesiumhalterna i gäddor som fiskats längs den finska kusten $6 - 10 \text{ Bq}/\text{kg}$. I strömmingar var cesiumhalten som högst $4,4 \text{ Bq}/\text{kg}$ (bild 12.3). Den interna stråldos som finländare fick från Östersjöfiskar år 2017 uppskattades vara mindre än $0,0005$ millisievert (mSv).

12 Radioactive substances in the Baltic Sea

All Baltic Sea countries have ratified the Helsinki Convention, the Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area. The Helsinki Commission (HELCOM) co-ordinates international co-operation focusing on the implementation of the Convention. Recommendation 26/3 of the HELCOM defines the programme for monitoring the occurrence, transport and amounts of radionuclides in the Baltic Sea. All the Baltic Sea countries contribute to the monitoring with their own national programmes. The Finnish contribution consists of about 100 annual samples from seawater, bottom sediments, fish and other biota, the analysis of radioactive substances and the reporting of the results to the HELCOM database. STUK is responsible for the Finnish part of the programme. The results are published in joint reports regularly. In addition, STUK maintains a Discharge Register, to which the Contracting Parties annually report discharge data from all nuclear facilities operating in the Baltic Sea area.

Sampling

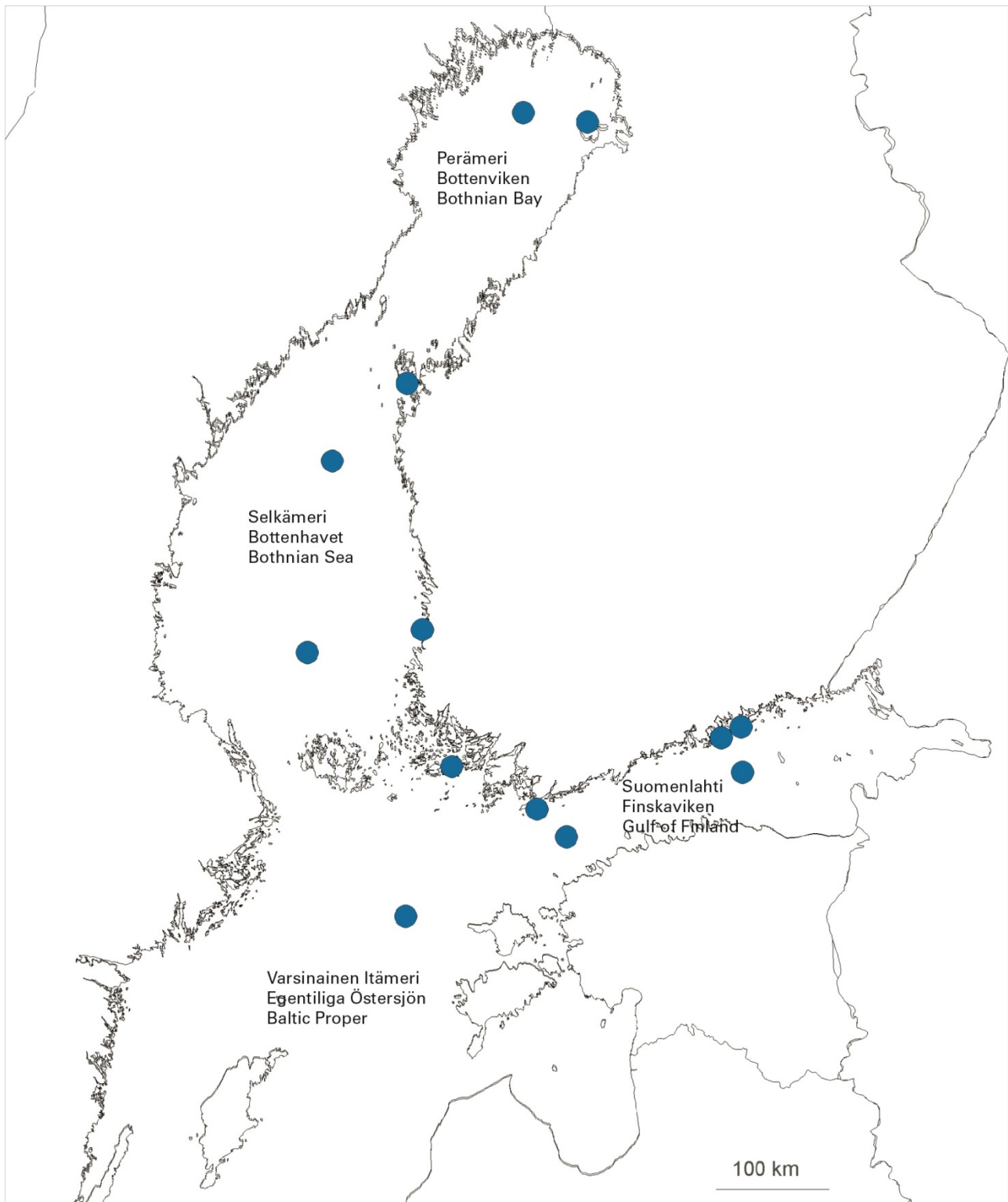
The sampling stations or areas for seawater, bottom sediments, fish and other biota are shown in Fig. 12.1. The samples are taken annually on board the Finnish Research Vessel Aranda or in the coastal areas by the staff of STUK or other local people.

Results

Since the late 1950s, the Baltic Sea has been an object of intensive radioecological studies. The accident at the Chernobyl NPP in 1986 further increased its radioecological interest because the Baltic was the marine area most affected by the Chernobyl fallout. The fallout from Chernobyl was very unevenly dispersed in the drainage area of the Baltic Sea; the areas of the Gulf of Bothnia and the eastern part of the Gulf of Finland received most of deposition. In the course of time, the distribution pattern of the Chernobyl-derived cesium has somewhat changed as a consequence of river discharges, the mixing of water masses, sea currents and sedimentation processes. Cesium has been transported by sea currents from the Gulf of Finland and the Gulf of Bothnia into the Baltic Proper and further out from the Baltic Sea through the Straits of Denmark.

In 2017, the ^{137}Cs concentrations of surface water varied from 13 to 26 becquerel per cubic metre (Bq/m^3). Even though the ^{137}Cs concentrations in seawater have decreased with time (Fig. 12.2), the Baltic Sea is still the most contaminated sea in the world with respect of ^{137}Cs . Tritium concentrations in sea water varied $< 0,9 - 6,7$ (Bq/l). The highest tritium concentrations were measured in vicinity of nuclear power plants. The ^{90}Sr concentration in sea water varied between $5.2 - 7.4$ becquerel per cubic metre (Bq/m^3) of water.

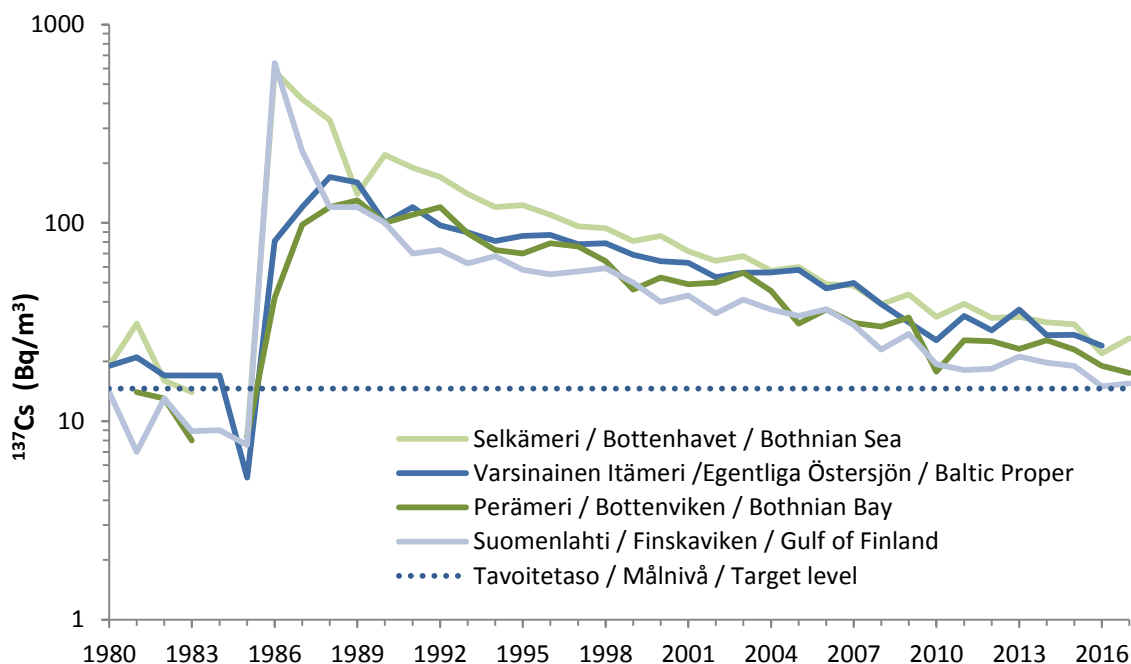
Most of the ^{137}Cs present in the Baltic Sea has buried in the bottom sediments. In the surface layer of sediment the ^{137}Cs concentration varied $170 - 460$ Bq/kg . The total amounts of ^{137}Cs in bottom sediments were $20,100 - 39,000$ Bq/m^2 at the sampling stations of the eastern Gulf of Finland and the Bothnian Sea. At the other stations in the Baltic Sea, the amounts of cesium were clearly smaller: $1,800 - 4,200$ Bq/m^2 . According to a recent evaluation, the total inventory of ^{137}Cs in the Baltic Sea sediments was about 2.5×10^{15} Bq (2,5 tera becquerel), and more than half of this was bound in the seabed of the Gulf of Bothnia. In 2017, the cesium concentrations varied $6 - 10$ Bq/kg in pikes caught on Finnish coasts (Fig. 12.3) while in Baltic herrings they were $4,4$ Bq/kg at maximum. The internal radiation dose from Baltic Sea fish to Finnish people was estimated to be less than $0,0005$ mSv in 2017.



Kuva 12.1. Näytteenottopisteet merivedelle, pohjasedimentille, kaloille ja muulle biotalle.

Bild 12.1. Provtagningsplatserna för havsvatten, botten sediment, fisk och annan biota.

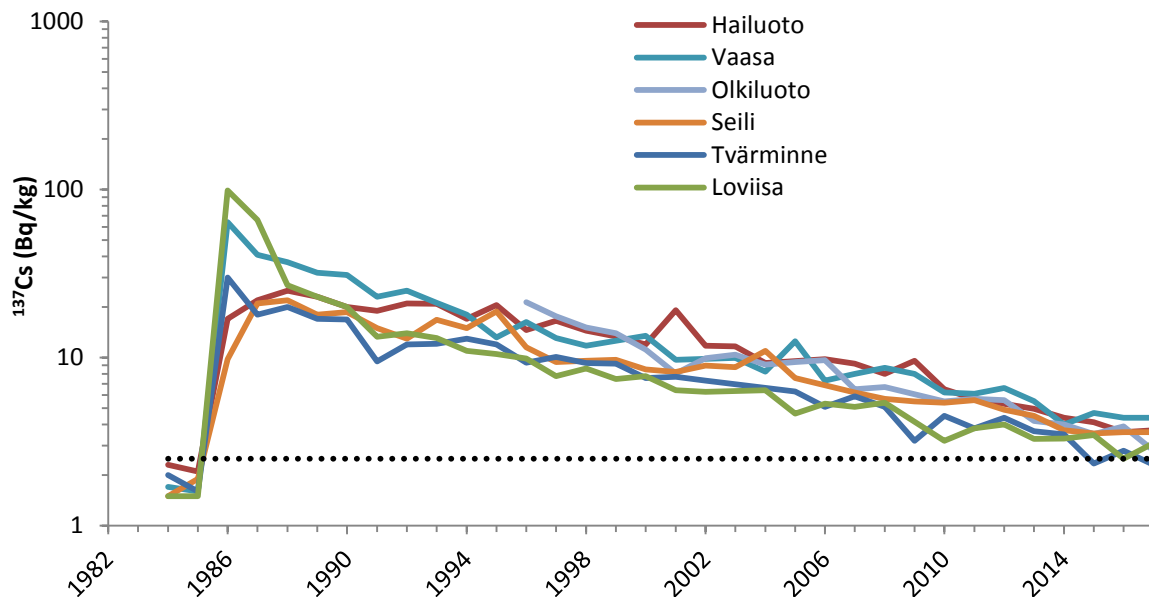
Fig. 12.1. Sampling stations and areas for sea water, bottom sediment, fish and other biota.



Kuva 12.2. ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus (Bq/m^3) merivedessä vuosina 1980 – 2017.

Bild 12.2. ^{137}Cs -halter (Bq/m^3) i ytvatten år 1980 – 2017.

Fig. 12.2. Activity concentration of ^{137}Cs (Bq/m^3) in seawater during 1980 – 2017.



Kuva 12.3. ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus (Bq/kg) Itämerestä pyydystetyssä silakassa 1984 – 2017.

Bild 12.3. ^{137}Cs -halter (Bq/kg) i fisk (strömmingar) i Östersjön år 1984 – 2017.

Fig. 12.3. Activity concentration of ^{137}Cs (Bq/kg) in fish (herring) in the Baltic Sea during 1984 – 2017.

Yhteyshenkilö: Vesa-Pekka Vartti, Säteilyturvakeskus (vesa-pekka.vartti@stuk.fi)

Kontaktperson: Vesa-Pekka Vartti, Strålsäkerhetscentralen (vesa-pekka.vartti@stuk.fi)

Contact person: Vesa-Pekka Vartti, Radiation and Nuclear Safety Authority (vesa-pekka.vartti@stuk.fi)

13 Sisäilman radon

Suurin tavallisen suomalaisen säteilyaltistuminen tulee oman kodin sisäilman radonista. Kuntien terveydensuojeluviranomainen valvoo asuntojen ja muiden oleskelutilojen radonpitoisuuksia. STUK tekee niihin palveluna radonmittauksia. Sisäilman radonin (^{222}Rn) pääasiallinen lähde on maaperän uraanipitoinen kiviaines. Korkeita radonpitoisuuksia esiintyy niissä asunnoissa, joiden perustusrakenteet eivät ole riittävän tiiviitä estämään radonpitoisen maaperän huokosilman pääsy sisätiloihin. Radonkorjauksiin löytyy tehokkaita keinoja. Sosiaali- ja terveysministeriön asettama enimmäisarvo 400 Bq/m^3 ylittyy arviolta 47 000 suomalaisessa pientaloasunnossa. Väestön keskimääräinen sisäilman radonpitoisuus vuonna 2017 asunnoissa arvioitiin olevan noin 94 Bq/m^3 . Työpaikkojen radonvalvonnasta raportoidaan STUKin Säteilyn käyttö ja muu säteilylle altistava toiminta -vuosiraportissa.

13.1 Radonpurkkimittaukset

Vuonna 2017 Säteilyturvakeskuksen radonpurkeilla tehtiin yli 8 700 radonmittausta asunnoissa. Useissa Suomen kunnissa radonpitoisuuden 200 Bq/m^3 ylitykset ovat yleisiä (kuva 13.1 ja 13.2). Vuonna 2017 tehdyissä mittauksissa uusien asuntojen radonpitoisuuden enimmäisarvo 200 Bq/m^3 ylittyi 28 %:ssa, tuleva viitearvo 300 Bq/m^3 17 %:ssa ja olemassa olevien asuntojen enimmäisarvo 400 Bq/m^3 ylittyi 11 %:ssa mittauksia. On kuitenkin huomioitava, että kansallisesta radontietokannasta saadut pitoisuudet yliarvioivat radonpitoisuuksia, koska esim. korkeiden radonpitoisuuksien alueilla asuntoja mitataan enemmän kuin muualla. Koko Suomen pientaloasunnoista on mitattu noin 10 %, mutta korkeiden radonpitoisuuksien kunnissa mitattuja asuntoja on yli 20 %.

Tehokkaimmin radonia torjutaan rakennusvaiheen toimenpiteillä; rakentamalla alapohjarakenteet tiiviiksi ja asentamalla lattialaatan alle radonputkisto. Nykyään yli puoleen uusista rakennuksista tehdään radontorjuntatoimenpiteitä. Radonpitoisuudet ovat alkaneet laskea pientaloissa 1980-luvun puolivälistä alkaen (kuva 13.3). Lasku on ollut erityisen merkittävää korkeiden radonpitoisuuksien maakunnissa. Tämä johtunee siitä, että korkeiden radonpitoisuuksien alueilla rakennuslupaviranomaiset vaativat yleensä radontorjuntatoimenpiteitä. Vuonna 2003 rakennetuissa pientaloissa ei enää voitu nähdä eroja sisäilman radonpitoisuuksissa korkean radonpitoisuuden maakuntien ja muiden alueiden välillä. Viime vuosina rakennetuissa taloissa on havaittavissa korkeiden radonpitoisuuksien alueilla lievä radonpitoisuuksien nousu, mikä tosin perustuu muutamiin mittauksiin. Radontorjuntaan kuuluu myös radonpitoisuuden mittaaminen ja tarvittaessa radonputkiston aktivoiminen, mitkä jäävät useimmiten tekemättä. Radonpitoisuuksien valtakunnallista kehittymistä on seurattava, koska tapa rakentaa muuttuu ja kehittyy koko ajan ja sillä voi olla merkittäviä vaikutusta sisäilman radonpitoisuuksiin.

13.2 Ilman radonia -kampanjat

Sosiaali- ja terveysministeriön tukemia Ilman radonia -kampanjoita pidetään yhteistyössä kuntien kanssa. Ilman radonia -kampanjan tavoitteena on vähentää kuntalaisten altistumista sisäilman radonille. Kampanja-alueen terveydensuojeluviranomaisten käyttöön tehtiin raportti mittaushetkeistä ja mittaustuloksista. Kampanjasta tiedotettiin kuntien internetsivuilla, paikallislehdissä sekä -radiokanavilla.

Vuodenvaihteessa (2016 – 2017) radonkampanja pidettiin Kanta-Hämeessä (Forssa, Hattula, Hausjärvi, Humppila, Hämeenlinna, Janakkala, Jokioinen, Loppi, Riihimäki, Tammela ja Ypäjä). Yhteensä kampanjassa mitattiin 403 asuntoa. Radonpitoisuuksien keskiarvo oli 218 Bq/m^3 . Radonpitoisuus 200 Bq/m^3 ylittyi 38 %:ssa asuntoja.

Toinen Ilman radonia -kampanja pidettiin Ahvenanmaalla (Kampanjen Fritt från radon på Åland). Siellä 12 16 kunnasta osallistui. Kampanjassa radonmittauksia tarjosivat STUKin lisäksi myös muut mittauksia tekevät firmat. Yhteensä kampanjassa mitattiin 109 asuntoa. Väestöpainotettu radonpitoisuuden keskiarvo oli 140 Bq/m^3 . Radonpitoisuus 200 Bq/m^3 ylittyi 22 %:ssa asuntoja.

Radonkorjauskoulutus järjestettiin Hämeenlinnassa 15.2.2017 yritysille, kiinteistöalan ammattilaisille ja viranomaisille. Asukasilta järjestettiin webinaarina 21.6.2017. Kutsu lähetettiin suoraan asukkaille, joiden mittaustulos ylitti 200 Bq/m^3 . Korjauskoulutuksen materiaalit löytyvät STUKin sivuilta <http://www.stuk.fi/aiheet/radon/radonkorjaukset/radonkorjauskoulutuksen-materiaalit>. Ilman radonia -kampanjoiden sivusto: <http://www.stuk.fi/aiheet/radon/ilman-radonia-kampanja>.

STUK on panostanut radonviestintään etenkin lapsiperheille kohdennettuna SOME-kampanjoina sekä tekemällä Oppi ja ilo -puuhakirjan lapsille (<http://www.stuk.fi/radonvapaalapsuus>). Vuoden aikana on tehty useita päivityksiä Facebookissa ja Twitterissä. Lisäksi on tehty yhteistyötä kahden bloggaajan kanssa lapsiperheen omakotitalon radonasioissa. Radon- ja UV-tietoa sisältävää Oppi ja ilo -puuhakirjaa jaettiin vuonna 2017 ilmaiseksi neuvoloihin ja kirjastoihin yhteensä 20 715 kappaletta. Meidän perhe -lehden liitteenä jaettiin 22 000 puuhakirjaa. Messuilla (mm. Sädeturvapäivät 2. – 3.11. ja THL Neuvolapäivät 7. – 8.11.) ja muuten on jaettu noin 2 000 kappaletta. Kaikkiaan puuhakirjaa on siis jaettu noin 45 000 kappaletta. Sen jakaminen jatkuu. Lisäksi puuhakirjan sähköistä versiota <https://sisalto.oppijailo.fi/puuhakirjat/stuk/index.html> on jaettu aktiivisesti.

13 Radon i inomhusluften

Radon i inomhusluften (^{222}Rn) härstammar oftast från uranhaltigt stenmaterial i marken. Höga radonhalter förekommer i de bostadslägenheter, vars grundkonstruktion inte är tillräckligt tät för att förebygga att radonhaltig jordluft tränger in i huset. Det finns effektiva metoder för radonsanering. Det maximala värdet 400 Bq/m^3 som social- och hälsovårdsministeriet bestämt överskrids i uppskattningsvis 47 000 småhusbostäder i Finland. Den genomsnittliga radonhalten i inomhusluften i bostäder uppskattades 2017 till cirka 94 Bq/m^3 .

13.1 Radonmätning med bruk

År 2017 gjordes det över 8 700 radonmätningar i bostäder med Strålsäkerhetscentralens radonburkar. I flera kommuner i Finland är det vanligt att radonhalten 200 Bq/m^3 överskrids (bild 13.1). I mätningar från 2017 överskreds maximivärdet för radonhalten i nya bostäder, 200 Bq/m^3 , i 28 procent av mätningarna, värdet 300 Bq/m^3 i 17 procent av mätningarna och maximivärdet för radonhalten i gamla bostäder, 400 Bq/m^3 , överskreds i 11 procent av mätningarna. Det bör dock beaktas att halterna som fåtts från den nationella radondatabasen överskattar radonhalterna, till exempel eftersom det görs fler mätningar i bostäderna i områden med hög radonhalt än på andra platser. I hela Finland har man mätt cirka 10 procent av alla småhusbostäder, men i kommuner med hög radonhalt har fler än 20 procent av bostäderna mätts.

Det effektivaste sättet att bekämpa radon är genom åtgärder under byggtiden; genom att bygga en tät konstruktion i det nedre bjälklaget och montera ett radonrörverk under golvplattan. Numera vidtas radonbekämpande åtgärder i över hälften av alla nya byggnader. Radonhalterna har sedan mitten av 1980-talet börjat minska i småhus (bild 13.2). Speciellt stor har minskningen varit i landskap med hög radonhalt. Detta torde bero på att i områden med hög radonhalt kräver bygglovsmyndigheten ofta radonbekämpande åtgärder. I småhus byggda 2003 kunde man inte längre se någon skillnad i radonhalten mellan landskap med hög radonhalt och andra regioner. Till radonbekämpning hör även mätning av radonhalten och vid behov aktivering av ett radonrörverk, åtgärder som oftast försummas. Den nationella utvecklingen av radonhalterna måste följas upp, eftersom byggmetoderna hela tiden förändras och utvecklas, vilket kan ha betydande inverkan på radonhalten i inomhusluften.

13.2 Utan radon-kampanjer

Vanliga finländare utsetts för den största strålningsexponeringen genom radonet i hemmets inomhusluft. Kommunernas hälsoinspektörer övervakar radonhalterna i bostäder och övriga lokaler. Strålsäkerhetscentralen utför radonmätningar i dem.

Om radonövervakningen på arbetsplatser rapporteras i Strålsäkerhetscentralens årsrapport. Användning av strålning och annan verksamhet som medför exponering för strålning. I hus som byggts under de senaste åren kan man skönja en liten ökning av radonhalterna i områden med höga radonhalter, vilket dock grundar sig på ett fåtal mätningar.

Utan radon-kampanjer, som får understöd av social- och hälsovårdsministeriet, drivs i samarbete med kommunerna. Målet med Utan radon-kampanjen är att minska kommuninvånarnas exponering för radon i inomhusluften. För hälsoinspektörerna i kampanjområdet framställdes en rapport om mätobjekt och -resultat. Information om kampanjen spreds på kommunernas webbplatser, i lokaltidningar och på lokala radiokanaler.

I årsskiftet (2016 – 2017) hölls en radonkampanj i Egentliga Tavastland (Forssa, Hattula, Hausjärvi, Humppila, Tavastehus, Janakkala, Jockis, Loppis, Riihimäki, Tammela och Ypäjä). Radonhalten mättes i sammanlagt 403 bostäder. Medelvärdet för radonhalterna uppgick till 218 Bq/m^3 . Radonhalten 200 Bq/m^3 överskreds i 38 procent av bostäderna.

En annan Utan radon-kampanj hölls på Åland (Kampanjen Fritt från radon på Åland). Där deltog 12 av 16 kommuner. Under kampanjen erbjöd utöver Strålsäkerhetscentralen även andra företag som utför mätningar, mätningar av radonhalten. Radonhalten mättes i sammanlagt 109 bostäder. Det befolkningsvägda medelvärdet för radonhalten var 140 Bq/m^3 . Radonhalten 200 Bq/m^3 överskreds i 22 procent av bostäderna.

Utbildning i radonsanering för företag, yrkesmän inom fastighetsbranschen och myndigheter anordnades den 15 februari 2017 i Tavastehus. Ett invånarmöte hölls som webinar den 21 juni 2017. Inbjudan skickades direkt till invånare vars mätvärde överskred 200 Bq/m³. Materialen till utbildningen i radonsanering finns på Säkerhetscentralens webbplats <http://www.stuk.fi/aiheet/radon/radonkorjaukset/-radonkorjauskoulutuksen-materiaalit>.

STUK har satsat på radoninformeringskampanjer för barnfamiljer inom sociala medier och genom att göra pysselboken Oppi ja ilo (<http://www.stuk.fi/web/sv/teman/radon/en-radonfri-barndom>). Under året har man gjort flera uppdateringar på Facebook och i Twitter. Dessutom har man samarbetat med två bloggare om radon rörande barnfamiljers egnahemshus. Man delade gratis ut sammanlagt 20 715 exemplar av pysselboken Oppi ja ilo som innehåller information om radon och UV-strålning år 2017. Som bilaga till tidskriften Meidän perhe delades 22 000 pysselböcker ut. På mässor (bl.a. Strålsäkerhetsdagarna 2. – 3.11. och Institutet för hälsa och välfärds rådgivningsdagar 7. – 8.11.) och annars har man delat ut ungefär 2 000 exemplar. Sammanlagt har man delat ut ungefär 45 000 exemplar av pysselboken. Man fortsätter dela ut den. Dessutom har man aktivt delat ut den elektroniska versionen av pysselboken https://sisalto.oppijailo.fi/puuhakirjat/stuk/index_se.html.

13 Radon in indoor air

The primary source of radon (^{222}Rn) in indoor air are soil minerals containing uranium. High radon concentrations occur in homes, whose foundations are not sufficiently well sealed to prevent the entry of radon-bearing soil gas. There are effective methods for indoor air radon mitigation. It is estimated that the reference value of 400 Bq/m^3 set by the Ministry of Social Affairs and Health, is exceeded in 47,000 Finnish detached or semi-detached dwellings. The average indoor air radon concentration for the members of the public in 2017 was estimated at 94 Bq/m^3 .

13.1 Radon canister measurements

In 2017, Radiation and Nuclear Safety Authority sent over 8,700 passive radon detectors for radon measurements in dwellings. In several Finnish municipalities, radon concentrations exceeding 200 Bq/m^3 is common (Figure 13.1). In the measurements performed in 2017, the target level of 200 Bq/m^3 set for new buildings was exceeded in 28% of the measurements, concentration of 300 Bq/m^3 was exceeded in 17%, and the reference level of 400 Bq/m^3 set for existing dwellings was exceeded in 11% of the measurements. It should be noted, however, that the concentrations retrieved from the national radon database overestimate the mean radon concentrations, since dwellings located in radon-prone areas are measured more extensively than elsewhere in the country. About 10% of the detached and semi-detached dwellings in entire Finland have been measured, but the corresponding percentage in municipalities with high radon concentrations is over 20%.

Indoor air radon is most effectively prevented by measures taken at the construction stage: building the base floor structures impermeable to radon and installing radon piping under the concrete base slab. Today, over half of new buildings undergo radon prevention measures. Radon concentrations in detached and semi-detached dwellings have been on the decline since the mid-1980s (Figure 13.2). The decline has been particularly substantial in radon-prone areas. This is most likely due to the fact that, in radon-prone areas, the local planning authority usually require radon prevention measures to be taken. Detached and semi-detached dwellings constructed in 2003 no longer displayed any differences in indoor radon concentrations between radon-prone areas and other regions. Radon prevention should include measurement of radon concentrations and, if needed, activation of radon piping. These are often neglected. The national trend in radon concentration must be monitored, since construction methods are continuously changing and evolving and may have a substantial effect on indoor air radon concentrations.

13.2 Ilman radonia (No radon) campaigns

By and large, Finnish citizens receive their highest level of radiation exposure from the indoor air of their homes. Municipal health protection authorities monitor radon concentrations in housing units and other living spaces. STUK conducts radon measurements in these spaces as a service.

Information on radon monitoring at workplaces is provided in STUK's annual report *Säteilyn käyttö ja muu säteilylle altistava toiminta* (Use of radiation and other practices that cause radiation exposure).

In areas with high radon concentrations, buildings constructed in recent years have been found to present slightly elevated radon concentrations. However, this finding is based on a relatively small number of measurements.

The Ilman radonia (No radon) campaigns supported by the Ministry of Social Affairs and Health are arranged in cooperation with the municipalities. The aim of the Ilman radonia campaign is to reduce the exposure of residents to radon in indoor air. A report on measurement locations and results is produced for the use of health protection authorities in the campaign area. The campaigns were broadcast on municipal websites, local newspapers and radio stations.

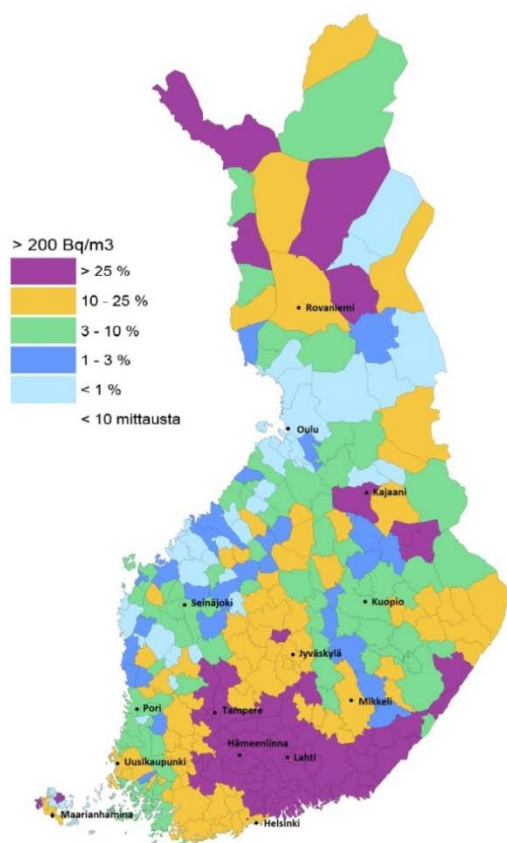
At the turn of 2016 and 2017, a radon campaign was organised in Kanta-Häme (Forssa, Hattula, Hausjärvi, Humppila, Hämeenlinna, Janakkala, Jokioinen, Loppi, Riihimäki, Tammela and Ypäjä). It involved taking measurements in a total of 403 housing units. The average radon concentration was found to be 218 Bq/m^3 . A radon concentration of 200 Bq/m^3 was exceeded in 38% of the housing units.

The second Ilman radonia campaign was conducted in Ahvenanmaa (Kampanjen Fritt från radon på Åland). Of the 16 municipalities in the region, 12 took part in the campaign. Alongside STUK, radon meas-

urements for the campaign were provided by other companies performing such measurements. The campaign surveyed 109 housing units. The population-weighted average radon concentration was 140 Bq/m³. A radon concentration of 200 Bq/m³ was exceeded in 22% of the housing units.

Radon repair training was organised in Hämeenlinna on 15 February 2017 for companies, real estate sector professionals and authorities. An evening event for residents was held as a webinar on 21 June 2017. An invitation was sent directly to residents of homes in which the measurement exceeded 200 Bq/m³. The repair training materials are available on the STUK website at <http://www.stuk.fi/aiheet/radon/radonkorjaukset/radonkorjauskoulutuksen-materiaalit>.

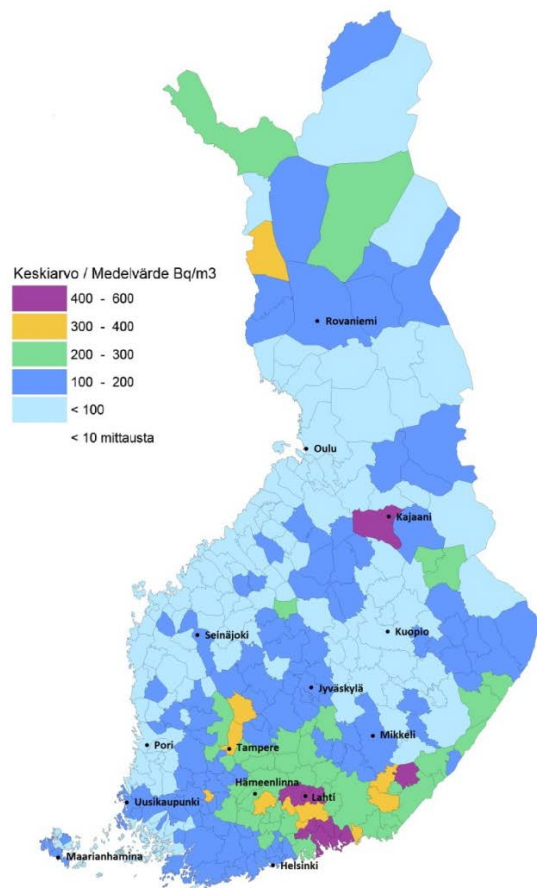
STUK has made investments in radon-related communications towards families with children in particular through targeted social media campaigns and by creating the Oppi ja ilo (Learning and joy) activity book for children (<http://www.stuk.fi/web/en/topics/radon/radon-free-childhood>). Over the course of the year, many updates have been posted on Facebook and Twitter. In addition to this, STUK has collaborated with two bloggers to address radon-related issues in detached houses occupied by families with children. A total of 20,715 copies of the Oppi ja ilo activity book, which contains information on radon and UV, was distributed free of charge to child health clinics and libraries in 2017. An additional 22,000 activity books were distributed enclosed with the Meidän perhe family-oriented magazine. About 2,000 copies have been distributed at trade fairs (e.g. at the Radiation Safety Conference on 2 – 3 November and the THL Neuvolapäivät on 7 – 8 November) and in other contexts. What this means is that, overall, some 45,000 copies of the activity book have been supplied and the distribution continues. In addition to this, the electronic version of the activity book https://sisalto.oppijailo.fi/puuhakirjat/stuk/index_en.html has been shared actively.



Kuva 13.1. Uusille rakennuksille asetetun suunnittelu- ja rakentamisen radonpitoisuuden enimmäisarvon 200 Bq/m³ ylitysten osuudet kunnittain pientaloissa kansallisen radontietokannan mukaan.

Bild 13.1. Andelen fall där maximivärdet för radonhalten för nya bostäder 200 Bq/m³ överskrids i småhus enligt kommun. Källa: nationella radondatabas.

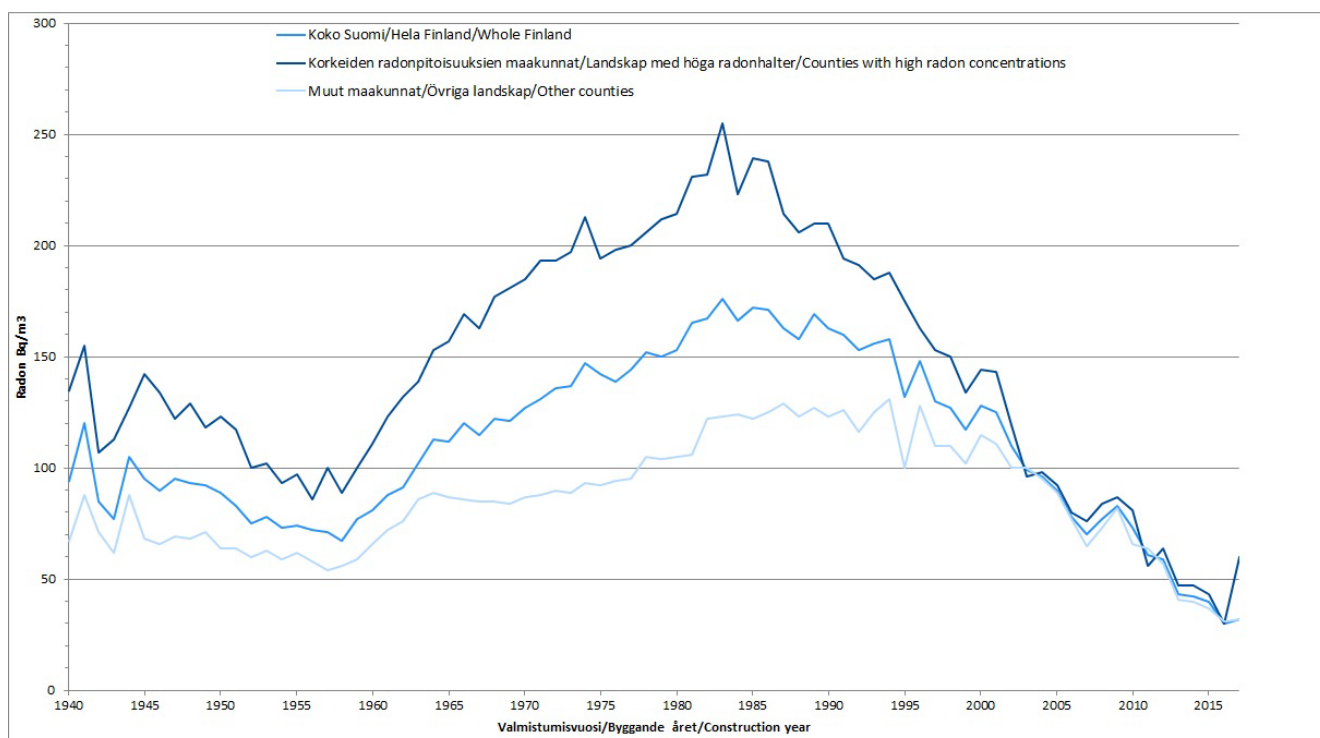
Fig. 13.1. Percentages exceeding the target level of 200 Bq/m³ set for the design and construction of new buildings in detached and semi-detached dwellings according to national radon database.



Kuva 13.2. Radonpitoisuuksien kuntakeskiarvot pientaloissa kansallisen radontietokannan mukaan.

Bild 13.2. De genomsnittliga kommunala värdena för radonhalterna i småhus i enlighet med den nationella radon-databasen.

Fig. 13.2. The municipal averages of radon concentrations in detached and semi-detached houses according to the national radon database.



Kuva 13.3. Pientalojen viimeksi mitattujen radonpitoisuuksien mediaanit rakennusvuoden mukaan korkeiden radonpitoisuuksien maakunnissa (tummin viiva) (Etelä-Karjalan, Kanta-Hämeen, Kymenlaakson, Pirkanmaan, Päijät-Hämeen ja entisen Itä-Uudenmaan maakunnissa) ja muissa maakunnissa (vaalein viiva) sekä koko Suomessa. Pitoisuudet on otettu suoraan kansallisesta radontietokannasta, joten mittaukset korkeissa radonpitoisuuksissa ovat ylliedustettuja.

Bild 13.3. De senast mätta medianerna för radonhalter i småhus i enlighet med byggåret i landskap med höga radonhalter (den mörkaste linjen) (Södra Karelen, Egentliga Tavastland, Kymmenedalen, Birkaland, Päijänne-Tavastland och före detta Östra Nyland) och i de övriga landskapen (den ljusaste linjen) samt i hela Finland. Halterna har tagits direkt ur den nationella radondatabasen. Därför är mätningarna med höga radonhalter överrepresenterade.

Fig. 13.3. Medians for most recent radon concentration measurement in detached and semi-detached houses according to the year of construction in regions (darkest line) with high radon concentrations (Southern Karelia, Tavastia Proper, Kymenlaakso, Pirkanmaa, Päijänne Tavastia and the former Eastern Uusimaa), in other regions (lightest line), and all of Finland. The concentrations have been taken directly from the national radon database, which means that the measurements at high radon concentrations are overrepresented.

14 Erillishankkeet

14.1 Koulujen radon

Koulujen radonhankkeessa lähetettiin kaikkiin Suomen kuntiin (n=313) sähköpostitse kehoitus selvittää, sijaitseeko kunnan alueella sellaisia oppilaitoksia (peruskoulut, lukiot ja ammattikoulut), joissa sisäilman radonpitoisuus tulee mitata. Jos tällaisia oppilaitoksia oli, eikä radonpitoisuutta oltu mitattu, kehoitettiin mittaukset tekemään 1.11.2016 – 30.2.2017 välisenä aikana. STUKiin ilmoitettiin 1 268 oppilaitosta, joissa radonmittaukset uupuvat ja 1.11.2016 – 30.2.2017 välisenä aikana näistä mitattiin 852. Yli 400 oppilaitosta jäi siis edelleen mittaamatta, joten näiden seuranta jatkuu mittauskaudella 2017 – 2018. Hankkeen aikana mitattujen oppilaitosten radonpitoisuuden keskiarvo oli 87 Bq/m³ ja mediaani 45 Bq/m³. Yhteensä 123 koulussa (14 %) ainakin yhden mittauspisteen radonpitoisuus ylitti 300 Bq/m³ ja 91 koulussa (11 %) 400 Bq/m³ ylittyi ainakin yhdessä mittauspisteessä. Nykyisen toimenpidearvon (400 Bq/m³) ylittäneitä kouluja oli 32 kunnassa ja tulevan viitearvon (300 Bq/m³) ylittäneitä 42 kunnassa.

14.2 Suomessa tuotetun lihan ja kananmunien radioaktiivisuus

Osana ympäristön säteilyvalvontaa toteutettiin vuosina 2014 – 2017 Elintarviketurvallisuusvirasto Eviran kanssa osa-ohjelma ”Suomessa tuotetun lihan ja kananmunien radioaktiivisuus (LIMU)”. Suomalaisen lihansyönnistä saama vuosittainen säteilyannos on hyvin pieni, keskimäärin 6,3 mikrosievertiä (μSv) henkilömäärään suhteutettuna (Taulukot 14.2.1 – 14.2.4). Tämä on 0,2 % suomalaisten saamasta keskimääräisestä vuotuisesta 3,2 millisievertin (mSv = 1000 μSv) kokonaissäteilyannoksesta. Kotimaisen lihan ja kananmunien syöminen on turvallista, eikä niiden käyttöä tarvitse säteilyn vuoksi rajoittaa.

Hankkeen tarkoituksena oli kerätä tietoa luonnon radioaktiivisten aineiden (²¹⁰Pb, ²¹⁰Po, ²²⁸Ra ja ²²⁶Ra) pitoisuuksista kotimaisessa lihassa ja kananmunissa. Lisäksi määritettiin keinotekoisien radioaktiivisten aineiden (¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr) pitoisuudet ja selvitettiin ¹³⁷Cs-pitoisuuksien alueellista vaihtelua sekä pitoisuuksien muutosta Tšernobylin ydinvoimalaonnettomuuden jälkeisestä ajasta tähän päivään. Näytteet koostuivat eri puolilta Suomea kerätyistä naudan-, sian-, broilerin- ja lampaanlihasta sekä kananmunista. Näytteet otti asetuksen (EY) N:o 854/2004 mukainen tarkastuseläinlääkäri virallisena valvontanäytteenä teurastamoissa tapahtuvan lihantarkastuksen yhteydessä. Myös kananmunat otettiin virallisina valvontanäytteinä munanpakkaamoista. Näytteitä pyrittiin saamaan kattavasti eri puolelta Suomea eri laskeuma-alueilta.

Luonnonnuklidit aiheuttavat suurimman osan lihasta saatavasta annoksesta. ²¹⁰Po, ²¹⁰Pb ja ²²⁸Ra aiheuttavat yli 90 % annoksesta. Keinotekoiset radioaktiiviset aineet ¹³⁷Cs ja ⁹⁰Sr aiheuttavat vain alle 5 % suomalaisten lihansyönnistä vuodessa saamasta annoksesta. Odotetusti korkeimmat ¹³⁷Cs-pitoisuudet havaittiin naudan- ja lampaanlihassa, koska näiden tuotantoeläinten ravinto tulee osittain laiduntamisen kautta. Selvää yhteyttä lihan ¹³⁷Cs-pitoisuuden ja laskeuma-alueen välillä ei voitu osoittaa.

Taulukko 14.2.1. Kotimaisen lihan ja kananmunien syönnistä aiheutuva **miesten** (24–64-vuotiaat) efektiivinen annos (E, Sv/v).

Table 14.2.1. Effective dose (E, Sv/v) among **males** (aged 24–64) through consumption of domestic meat and eggs.

Tabell 14.2.1. Den effektiva (E, Sv/v) dosen hos **män** (24–64 år) som orsakas av förtäring av inhemskt kött och ägg.

Näytelaji	Nuklidi	Pitoisuuden keskiarvo (Bq/kg; tp)	Annoskonversiokerroin (Sv/Bq)	Kulutuksen keskiarvo (kg/v)	Altistumisaika (v)	E todenn. (Sv/v)
Naudanliha	¹³⁷ Cs	2,1	1,3·10 ⁻⁸	11	1	3,0·10 ⁻⁷
	⁹⁰ Sr	0,004	2,8·10 ⁻⁸			1,2·10 ⁻⁹
	²¹⁰ Pb	0,04	6,9·10 ⁻⁷			3,0·10 ⁻⁷
	²¹⁰ Po	0,21	1,2·10 ⁻⁶			2,8·10 ⁻⁶
Sianliha	¹³⁷ Cs	0,84	1,3·10 ⁻⁸	14	1	1,5·10 ⁻⁷
	⁹⁰ Sr	0,002	2,8·10 ⁻⁸			7,8·10 ⁻¹⁰
	²¹⁰ Pb	0,05	6,9·10 ⁻⁷			4,8·10 ⁻⁷

	²¹⁰ Po	0,04	1,2·10 ⁻⁶			6,7·10 ⁻⁶
Broilerin- liha	¹³⁷ Cs	0,34	1,3·10 ⁻⁸	14	1	6,2·10 ⁻⁸
	⁹⁰ Sr	0,007	2,8·10 ⁻⁸			2,7·10 ⁻⁹
	²¹⁰ Pb	0,03	6,9·10 ⁻⁷			2,9·10 ⁻⁷
	²¹⁰ Po	0,03	1,2·10 ⁻⁶			5,0·10 ⁻⁷
Lam- paanliha	¹³⁷ Cs	1,82	1,3·10 ⁻⁸	4	1	9,5·10 ⁻⁸
	⁹⁰ Sr	0,008	2,8·10 ⁻⁸			9,0·10 ⁻¹⁰
	²¹⁰ Pb	0,08	6,9·10 ⁻⁷			2,2·10 ⁻⁷
	²¹⁰ Po	0,04	1,2·10 ⁻⁶			1,9·10 ⁻⁷
Kanan- muna	¹³⁷ Cs	0,05	1,3·10 ⁻⁸	9	1	5,9·10 ⁻⁹
	⁹⁰ Sr	0,01	2,8·10 ⁻⁸			2,5·10 ⁻⁹
	²¹⁰ Pb	0,06	6,9·10 ⁻⁷			3,7·10 ⁻⁷
	²¹⁰ Po	0,04	1,2·10 ⁻⁶			4,3·10 ⁻⁷
	²²⁸ Ra	0,15	6,9·10 ⁻⁷			9,3·10 ⁻⁷
Yhteensä						7,8·10 ⁻⁶

Taulukko 14.2.2. Kotimaisen lihan ja kananmunien syönnistä aiheutuva **miesten** (65–75-vuotiaat) efektiivinen annos (E, Sv/v).

Table 14.2.2. Effective dose (E, Sv/v) among **males** (aged 65–75) through consumption of domestic meat and eggs.

Tabell 14.2.2. Den effektiva (E, Sv/v) dosen hos **män** (65–75 år) som orsakas av förtäring av inhemskt kött och ägg.

Näytelaji	Nuklidi	Pitoisuuden kes- kiarvo (Bq/kg; tp)	Annos- kon- ver- sioker- roin (Sv/Bq)	Kulutuk- sen kes- kiarvo (kg/v)	Altistu- misaika (v)	E todenn. (Sv/v)
Naudan- liha	¹³⁷ Cs	2,1	1,3·10 ⁻⁸	7	1	1,9·10 ⁻⁷
	⁹⁰ Sr	0,004	2,8·10 ⁻⁸			7,8·10 ⁻¹⁰
	²¹⁰ Pb	0,04	6,9·10 ⁻⁷			1,9·10 ⁻⁷
	²¹⁰ Po	0,21	1,2·10 ⁻⁶			1,8·10 ⁻⁶
Sianliha	¹³⁷ Cs	0,84	1,3·10 ⁻⁸	12	1	1,3·10 ⁻⁷
	⁹⁰ Sr	0,002	2,8·10 ⁻⁸			6,7·10 ⁻¹⁰
	²¹⁰ Pb	0,05	6,9·10 ⁻⁷			4,1·10 ⁻⁷
	²¹⁰ Po	0,04	1,2·10 ⁻⁶			5,8·10 ⁻⁷
Broilerin- liha	¹³⁷ Cs	0,34	1,3·10 ⁻⁸	8	1	3,5·10 ⁻⁸
	⁹⁰ Sr	0,007	2,8·10 ⁻⁸			1,6·10 ⁻⁹
	²¹⁰ Pb	0,06	6,9·10 ⁻⁷			1,7·10 ⁻⁷
	²¹⁰ Po	1,4	1,2·10 ⁻⁶			2,9·10 ⁻⁷
Lam- paanliha	¹³⁷ Cs	1,82	1,3·10 ⁻⁸	4	1	9,5·10 ⁻⁸
	⁹⁰ Sr	0,008	2,8·10 ⁻⁸			9,0·10 ⁻¹⁰
	²¹⁰ Pb	0,08	6,9·10 ⁻⁷			2,2·10 ⁻⁷
	²¹⁰ Po	0,04	1,2·10 ⁻⁶			1,9·10 ⁻⁷
Kanan- muna	¹³⁷ Cs	0,05	1,3·10 ⁻⁸	7	1	4,6·10 ⁻⁹
	⁹⁰ Sr	0,01	2,8·10 ⁻⁸			2,0·10 ⁻⁹
	²¹⁰ Pb	0,06	6,9·10 ⁻⁷			2,9·10 ⁻⁷
	²¹⁰ Po	0,04	1,2·10 ⁻⁶			3,4·10 ⁻⁷
	²²⁸ Ra	0,15	6,9·10 ⁻⁷			7,2·10 ⁻⁷
Yhteensä						5,6·10 ⁻⁶

Taulukko 14.2.3. Kotimaisen lihan ja kananmunien syönnistä aiheutuva naisten (24–64-vuotiaat) efektiivinen annos (E, Sv/v).

Table 14.2.3. Effective dose (E, Sv/v) among **females** (aged 24–64) through consumption of domestic meat and eggs.

Tabell 14.2.3. Den effektiva (E, Sv/v) dosen hos **kvinna** (24–64 år) som orsakas av förtäring av inhemskt kött och ägg.

Näytelaji	Nuklidi	Pitoisuuden keskiarvo (Bq/kg; tp)	Annoskonversiokerroin (Sv/Bq)	Kulutuksen keskiarvo (kg/v)	Altistumisaika (v)	E todenn. (Sv/v)
Naudanliha	¹³⁷ Cs	2,1	1,3·10 ⁻⁸	7	1	1,9·10 ⁻⁷
	⁹⁰ Sr	0,004	2,8·10 ⁻⁸			7,8·10 ⁻¹⁰
	²¹⁰ Pb	0,04	6,9·10 ⁻⁷			1,9·10 ⁻⁷
	²¹⁰ Po	0,21	1,2·10 ⁻⁶			1,8·10 ⁻⁶
Sianliha	¹³⁷ Cs	0,84	1,3·10 ⁻⁸	8	1	8,7·10 ⁻⁸
	⁹⁰ Sr	0,002	2,8·10 ⁻⁸			4,5·10 ⁻¹⁰
	²¹⁰ Pb	0,05	6,9·10 ⁻⁷			2,8·10 ⁻⁷
	²¹⁰ Po	0,04	1,2·10 ⁻⁶			3,8·10 ⁻⁷
Broilerinliha	¹³⁷ Cs	0,34	1,3·10 ⁻⁸	10	1	4,4·10 ⁻⁸
	⁹⁰ Sr	0,007	2,8·10 ⁻⁸			2,0·10 ⁻⁹
	²¹⁰ Pb	0,06	6,9·10 ⁻⁷			2,1·10 ⁻⁷
	²¹⁰ Po	1,4	1,2·10 ⁻⁶			3,6·10 ⁻⁷
Lapaanliha	¹³⁷ Cs	1,82	1,3·10 ⁻⁸	2	1	4,7·10 ⁻⁸
	⁹⁰ Sr	0,008	2,8·10 ⁻⁸			4,5·10 ⁻¹⁰
	²¹⁰ Pb	0,08	6,9·10 ⁻⁷			1,1·10 ⁻⁷
	²¹⁰ Po	0,04	1,2·10 ⁻⁶			9,6·10 ⁻⁸
Kananmuna	¹³⁷ Cs	0,05	1,3·10 ⁻⁸	6	1	3,9·10 ⁻⁹
	⁹⁰ Sr	0,01	2,8·10 ⁻⁸			1,7·10 ⁻⁹
	²¹⁰ Pb	0,06	6,9·10 ⁻⁷			2,5·10 ⁻⁷
	²¹⁰ Po	0,04	1,2·10 ⁻⁶			2,9·10 ⁻⁷
	²²⁸ Ra	0,15	6,9·10 ⁻⁷			6,2·10 ⁻⁷
Yhteensä						4,9 10 ⁻⁶

Taulukko 14.2.4. Kotimaisen lihan syönnistä aiheutuva naisten (65–75-vuotiaat) efektiivinen annos (E, Sv/v).

Table 14.2.4. Effective dose (E, Sv/v) among **females** (aged 65–75) through consumption of domestic meat and eggs.

Tabell 14.2.4. Den effektiva (E, Sv/v) dosen hos **kvinna** (65–75 år) som orsakas av förtäring av inhemskt kött och ägg.

Näytelaji	Nuklidi	Pitoisuuden keskiarvo (Bq/kg; tp)	Annoskonversiokerroin (Sv / Bq)	Kulutuksen keskiarvo (kg/v)	Altistumisaika (v)	E todenn. (Sv/v)
Naudanliha	¹³⁷ Cs	2,1	1,3·10 ⁻⁸	5	1	1,4·10 ⁻⁷
	⁹⁰ Sr	0,004	2,8·10 ⁻⁸			5,6·10 ⁻¹⁰
	²¹⁰ Pb	0,04	6,9·10 ⁻⁷			1,4·10 ⁻⁷
	²¹⁰ Po	0,21	1,2·10 ⁻⁶			1,3·10 ⁻⁶
Sianliha	¹³⁷ Cs	0,84	1,3·10 ⁻⁸	7	1	7,6·10 ⁻⁸
	⁹⁰ Sr	0,002	2,8·10 ⁻⁸			3,9·10 ⁻¹⁰
	²¹⁰ Pb	0,05	6,9·10 ⁻⁷			2,4·10 ⁻⁷
	²¹⁰ Po	0,04	1,2·10 ⁻⁶			3,4·10 ⁻⁷
Broilerinliha	¹³⁷ Cs	0,34	1,3·10 ⁻⁸	9	1	4,0·10 ⁻⁸
	⁹⁰ Sr	0,007	2,8·10 ⁻⁸			1,8·10 ⁻⁹

	²¹⁰ Pb	0,03	$6,9 \cdot 10^{-7}$			$1,9 \cdot 10^{-7}$
	²¹⁰ Po	0,03	$1,2 \cdot 10^{-6}$			$3,2 \cdot 10^{-7}$
Lam- paanliha	¹³⁷ Cs	1,82	$1,3 \cdot 10^{-8}$	2	1	$4,7 \cdot 10^{-8}$
	⁹⁰ Sr	0,008	$2,8 \cdot 10^{-8}$			$4,5 \cdot 10^{-10}$
	²¹⁰ Pb	0,08	$6,9 \cdot 10^{-7}$			$1,1 \cdot 10^{-7}$
	²¹⁰ Po	0,04	$1,2 \cdot 10^{-6}$			$9,6 \cdot 10^{-8}$
Kanan- muna	¹³⁷ Cs	0,05	$1,3 \cdot 10^{-8}$	5	1	$3,3 \cdot 10^{-9}$
	⁹⁰ Sr	0,01	$2,8 \cdot 10^{-8}$			$1,4 \cdot 10^{-9}$
	²¹⁰ Pb	0,06	$6,9 \cdot 10^{-7}$			$2,1 \cdot 10^{-7}$
	²¹⁰ Po	0,04	$1,2 \cdot 10^{-6}$			$2,4 \cdot 10^{-7}$
	²²⁸ Ra	0,15	$6,9 \cdot 10^{-7}$			$5,2 \cdot 10^{-7}$
Yhteensä						$4,0 \cdot 10^{-6}$

14.3 Luonnonradioaktiiviset aineet Suomen ympäristössä

Suomen ympäristössä radioaktiivisia aineita on luonnostaan epätasaisesti jakaantuneena. Tämän seurauksena luonnon radioaktiivisia aineita esiintyy eri alueilla eri määriä kaikkialla ihmisen elinympäristössä. Sisäilman radonin lisäksi ihmisen kannalta merkittävimpiä ovat muun muassa maaperässä oleva uraani sekä uraenin hajoamistuotteet radium, radon, polonium ja lyijy elintarvikkeissa ja juomavedessä.

Säteilyturvakeskuksen strategiakaudella 2013 – 2017 ympäristön säteilyvalvontaohjelmassa seurattiin keinotekkoisten radionuklidien lisäksi myös luonnon radioaktiivisten aineiden esiintymistä ihmisen elinympäristössä, koska niiden pitoisuuksia ei ole aiemmin systemaattisesti kartoitettu. Luonnon radioaktiiviset aineet muodostavat suurimman säteilyaltistuksen lähteen.

14.3.1 Pintaveden ja juomaveden radioaktiivisuus

Näytteenotto

Pintaveden luonnon radioaktiiviset aineet, uraani-238, radium-226, radon-222, polonium-210, lyijy-210 ja pitkäikäiset alfa-aktiiviset aineet (²³⁸U, ²³⁴U, ²²⁶Ra ja ²¹⁰Po yhteismäärä) analysoitiin neljän suuren joen; Kymijoen, Kokemäenjoen, Oulujoen ja Kemijoen vedestä. Luonnon radioaktiivisten aineiden esiintymistä juomavedessä valvottiin analysoimalla näytteitä Helsingin, Turun, Tampereen, Oulun ja Rovaniemen kaupunkien vesijohtovedestä (kuva 14.3.1.1). Näytteenotto on kuvattu kappaleissa 6 ja 7.

Näytteiden käsittely ja analysointi

²²²Rn ja pitkäikäisten alfa-aktiivisten aineiden sekä ²²⁶Ra:n aktiivisuuspitoisuudet määritettiin vuosina 2014 – 2017 vesinäytteistä kerran vuodessa. ²²²Rn analyysijä varten näytteet otettiin tiiviisti suljettaviin kierrekorkillisiin lasipulloihin, jotta välttyttäisiin kaasumaisen radonin poistuminen näytteestä. Vesinäytteet mitattiin nestetuikespektrometrilla. Näytteiden kokonaisalfa-aktiivisuuden ja ²²⁶Ra aktiivisuuspitoisuuden määrittämiseksi näytteet kestävästiin hapolla ja radon kuplitettiin pois. Pieni määrä vesinäytettä haihdutettiin lämpölampun alla ja haihdutusjäännös liuotettiin laimeaan happoon ja näytteet mitattiin nestetuikespektrometrilla, jolloin saadaan pitkäikäisten alfa-aktiivisten nuklidien kokonaismäärä näytteissä, sekä ²²⁶Ra aktiivisuuspitoisuus.

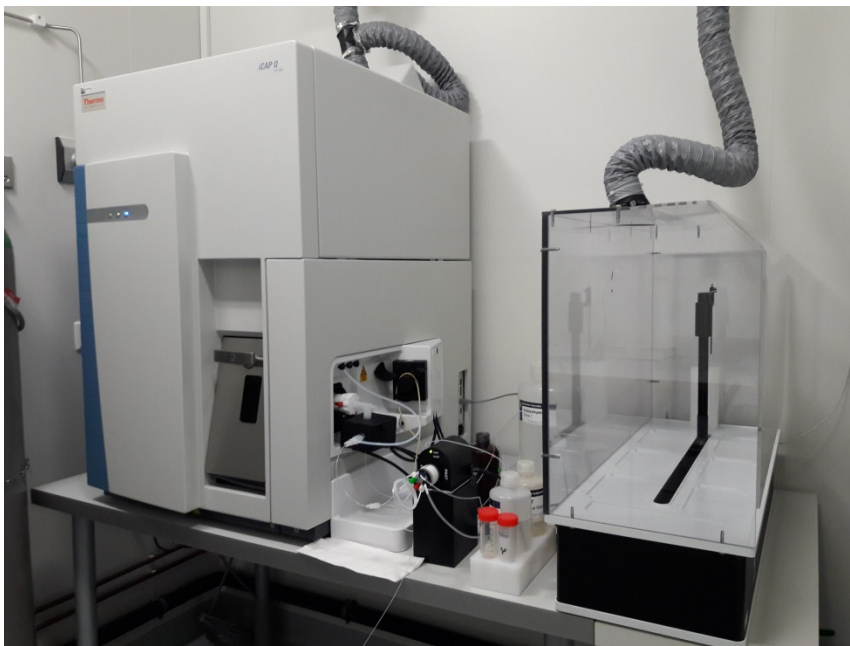


Kuva 14.3.1.1. Juomavesinäytteen ottaminen.

Bild 14.3.1.1. Tagning av dricksvattenprov.

Fig. 14.3.1.1. Collection of the drinking water sample.

Vuoden 2017 näytteistä analysoitiin ^{238}U pitoisuus ICP-MS-laitteella (induktiivisesti kytketty plasma-massaspektrometri, kuva 14.3.1.2). ^{210}Po ja ^{210}Pb määritettiin myös vuoden 2017 juoma- ja jokivesinäytteistä. Näiden radionuklidien määrittämiseksi näytteet hapotettiin, jonka jälkeen näytteistä saostettiin ^{210}Po ja sen aktiivisuuspitoisuus mitattiin alfaspektrometrisesti. ^{210}Pb aktiivisuuspitoisuuden määrittämiseksi näytteiden annettiin seisoa kuusi kuukautta, jossa ajassa ^{210}Pb ehtii saavuttaa tasapainon sen tytärynuklidin ^{210}Po :n kanssa minkä jälkeen saostus uusittiin ja toisen saostuksen ^{210}Po aktiivisuuspitoisuus mitattiin alfaspektrometrilla.



Kuva 14.3.1.2. Thermo Scientific iCAPQ ICP-MS laitteisto.

Bild 14.3.1.2. Thermo Scientific iCAPQ ICP-MS utrustning.

Fig. 14.3.1.2. Thermo Scientific iCAPQ ICP-MS equipment.

Tulokset

Taulukoissa 14.3.1.1 – 14.3.1.4 on annettu tulokset Helsingin, Oulun, Rovaniemen, Tampereen ja Turun kaupunkien vesijohtovedelle. Kaikilla näytteillä luonnon radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuudet ovat hyvin alhaiset tai alle määritysrajan (vaihtelee riippuen tutkittavasta nuklidista ja näytteestä). ^{222}Rn aktiivisuuspitoisuus juomavesinäytteissä oli alle 80 Bq/l, mikä alittaa selkeästi Valviran talousvesiasetuksen laatusuosituksen talousveden radon pitoisuudelle (300 Bq/l, sosiaali- ja terveysministeriön asetus

683/2017). Myös muut juomaveden luonnon radioaktiivisuuspitoisuudet olivat varsin alhaiset ja aktiivisuuspitoisuuksista laskettava vuosittainen viitteellinen kokonaisannos jää alle 0,05 mSv/vuosi.

Taulukoissa 14.3.1.5. – 14.3.1.8. on annettu luonnonradioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuudet Kemijoen, Kokemäenjoen, Kymijoen ja Oulujoen pintavesinäytteille. Pintavesien aktiivisuuspitoisuudet ovat erittäin alhaiset ja jäävät useimmiten alle määritysrajan.

Taulukko 14.3.1.1. Juomaveden ^{222}Rn -aktiivisuuspitoisuus (Bq/l) Helsingissä, Oulussa, Rovaniemellä, Tampereella ja Turussa vuosina 2014 – 2017.

Tabell 14.3.1.1. Halt av ^{222}Rn i dricksvatten (Bq/l) i Helsingfors, Uleåborg, Rovaniemi, Tammerfors och Åbo under 2014 – 2017.

Table 14.3.1.1. The activity concentration of ^{222}Rn in drinking water (Bq/l) in Helsinki, Oulu, Rovaniemi, Tampere and Turku during 2014 – 2017.

	2014	2015	2016	2017
City	^{222}Rn , Bq/l	^{222}Rn , Bq/l	^{222}Rn , Bq/l	^{222}Rn , Bq/l
Helsinki	12 ± 2	11 ± 2	11 ± 1	10 ± 1
Oulu	-	<0.3	<0.3	0.4 ± 0.1
Rovaniemi	17 ± 3	17 ± 2	77 ± 9	-
Tampere	7 ± 1	5 ± 1	6 ± 1	4 ± 1
Turku	12 ± 2	12 ± 2	12 ± 1	13 ± 2

Epävarmuus 2σ , betänklighet 2σ , uncertainty 2σ

Taulukko 14.3.1.2. Juomaveden ^{226}Ra -aktiivisuuspitoisuus (Bq/l) Helsingissä, Oulussa, Rovaniemellä, Tampereella ja Turussa vuosina 2014 – 2017.

Tabell 14.3.1.2. Halt av ^{226}Ra i dricksvatten (Bq/l) i Helsingfors, Uleåborg, Rovaniemi, Tammerfors och Åbo under 2014 – 2017.

Table 14.3.1.2. The activity concentration of ^{226}Ra in drinking water (Bq/l) in Helsinki, Oulu, Rovaniemi, Tampere and Turku during 2014 – 2017.

	2014	2015	2016	2017
City	^{226}Ra , Bq/l	^{226}Ra , Bq/l	^{226}Ra , Bq/l	^{226}Ra , Bq/l
Helsinki	<0.02	<0.01	<0.02	< 0.02
Oulu	-	<0.01	<0.02	< 0.02
Rovaniemi	<0.02	<0.01	<0.02	< 0.02
Tampere	<0.02	<0.01	<0.01	< 0.02
Turku	<0.02	<0.01	<0.02	< 0.02

Taulukko 14.3.1.3. Juomaveden pitkäikäisten alfa-aktiivisten aineiden kokonaispitoisuus (Bq/l) Helsingissä, Oulussa, Rovaniemellä, Tampereella ja Turussa vuosina 2014 – 2017.

Tabell 14.3.1.3. Den totala halten av långlivade alfa-aktiva ämnen i dricksvatten (Bq/l) i Helsingfors, Uleåborg, Rovaniemi, Tammerfors och Åbo under 2014 – 2017.

Table 14.3.1.3. The gross alpha concentration in drinking water (Bq/l) in Helsinki, Oulu, Rovaniemi, Tampere and Turku during 2014 – 2017.

	2014	2015	2016	2017
City	Gross alpha, Bq/l	Gross alpha, Bq/l	Gross alpha, Bq/l	Gross alpha, Bq/l
Helsinki	<0.03	0.03 ± 0.03	<0.02	<0.02
Oulu	-	<0.01	<0.02	<0.03
Rovaniemi	<0.03	<0.01	0.03 ± 0.04	<0.03
Tampere	<0.03	<0.04	<0.02	<0.02
Turku	0.05 ± 0.04	0.04 ± 0.03	0.06 ± 0.05	<0.03

Epävarmuus 2σ , betänklighet 2σ , uncertainty 2σ

Taulukko 14.3.1.4. Juomaveden ^{210}Po -, ^{210}Pb - sekä ^{238}U -aktiivisuuspitoisuus (Bq/l tai $\mu\text{g/l}$) Helsingissä, Oulussa, Rovaniemellä, Tampereella ja Turussa vuonna 2017.

Tabell 14.3.1.4. Hält av ^{210}Po , ^{210}Pb och ^{238}U i dricksvatten (Bq/l eller $\mu\text{g/l}$) i Helsingfors, Uleåborg, Rovaniemi, Tammerfors och Åbo år 2017.

Table 14.3.1.4. The activity concentration of ^{210}Po , ^{210}Pb and ^{238}U in drinking water (Bq/l or $\mu\text{g/l}$) in Helsinki, Oulu, Rovaniemi, Tampere and Turku in 2017.

City	^{210}Po , Bq/l	^{210}Pb , Bq/l	^{238}U , Bq/l	^{238}U , $\mu\text{g/l}$
Helsinki	<0.003	$0.014 \pm 14 \%$	$0.002 \pm 20 \%$	$0.18 \pm 20 \%$
Oulu	<0.003	<0.003	$0.0001 \pm 20 \%$	$0.01 \pm 20 \%$
Rovaniemi	<0.003	$0.019 \pm 13 \%$	$0.002 \pm 20 \%$	$0.15 \pm 20 \%$
Tampere	$0.009 \pm 18 \%$	$0.016 \pm 14 \%$	$0.005 \pm 20 \%$	$0.39 \pm 20 \%$
Turku	<0.003	$0.024 \pm 13 \%$	$0.02 \pm 20 \%$	$1.8 \pm 20 \%$

Epävarmuus 2σ , betänklighet 2σ , uncertainty 2σ

Taulukko 14.3.1.5. ^{222}Rn -aktiivisuuspitoisuus (Bq/l) Kemijoen, Kokemäenjoen, Kymijoen ja Oulujoen pintavesinäytteissä vuosina 2014 – 2017.

Tabell 14.3.1.5. Hält av ^{222}Rn i ytvatten (Bq/l) i Kemi älv, Kumo älv, Kymmene älv och Ule älv under 2014 – 2017.

Table 14.3.1.5. The activity concentration of ^{222}Rn in the surface water (Bq/l) of Kemijoki, Kokemäenjoki, Kymijoki and Oulujoki during 2014 – 2017.

	2014	2015	2016	2017
River	^{222}Rn , Bq/l	^{222}Rn , Bq/l	^{222}Rn , Bq/l	^{222}Rn , Bq/l
Kemijoki	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3
Kokemäenjoki	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3
Kymijoki	<0.3	<0.3	<0.3	<1.3
Oulujoki	<0.3	<0.3	<0.3	2 ± 1

Epävarmuus 2σ , betänklighet 2σ , uncertainty 2σ

Taulukko 14.3.1.6. ^{226}Ra -aktiivisuuspitoisuus (Bq/l) Kemijoen, Kokemäenjoen, Kymijoen ja Oulujoen pintavesinäytteissä vuosina 2014 – 2017.

Tabell 14.3.1.6. Hält av ^{226}Ra i ytvatten (Bq/l) i Kemi älv, Kumo älv, Kymmene älv och Ule älv under 2014 – 2017.

Table 14.3.1.6. The activity concentration of ^{226}Ra in the surface water (Bq/l) of Kemijoki, Kokemäenjoki, Kymijoki and Oulujoki during 2014 – 2017.

	2014	2015	2016	2017
River	^{226}Ra , Bq/l	^{226}Ra , Bq/l	^{226}Ra , Bq/l	^{226}Ra , Bq/l
Kemijoki	<0.01	<0.01	<0.02	<0.01
Kokemäenjoki	0.024 ± 0.02	0.024 ± 0.02	<0.02	<0.01
Kymijoki	<0.01	<0.01	<0.02	<0.01
Oulujoki	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01

Epävarmuus 2σ , betänklighet 2σ , uncertainty 2σ

Taulukko 14.3.1.7. Pintaveden pitkäikäisten alfa-aktiivisten aineiden kokonaispitoisuus (Bq/l) Kemijoen, Kokemäenjoen, Kymijoen ja Oulujoen näytteissä vuosina 2014 – 2017.

Tabell 14.3.1.7. Den totala halten av långlivade alfa-aktiva ämnen i ytvatten (Bq/l) i Kemi älv, Kumo älv, Kymmene älv och Ule älv under 2014 – 2017.

Table 14.3.1.7. The gross alpha concentration in the surface water (Bq/l) of Kemijoki, Kokemäenjoki, Kymijoki and Oulujoki during 2014 – 2017.

	2014	2015	2016	2017
River	Gross alpha, Bq/l	Gross alpha, Bq/l	Gross alpha, Bq/l	Gross alpha, Bq/l
Kemijoki	<0.02	0.03 ± 0.05	<0.02	<0.02
Kokemäenjoki	0.05 ± 0.04	0.04 ± 0.05	<0.03	<0.02
Kymijoki	<0.02	0.03 ± 0.03	<0.03	0.03 ± 0.04
Oulujoki	<0.02	<0.03	<0.03	0.04 ± 0.03

Epävarmuus 2σ, betänklighet 2σ, uncertainty 2σ

Taulukko 14.3.1.8. Pintaveden ²¹⁰Po-, ²¹⁰Pb- sekä ²³⁸U-aktiivisuuspitoisuus (Bq/l tai µg/l) Kemijoen, Kokemäenjoen, Kymijoen ja Oulujoen näytteissä vuonna 2017.

Tabell 14.3.1.8. Halt av ²¹⁰Po, ²¹⁰Pb och ²³⁸U i ytvatten (Bq/l eller µg/l) i Kemi älv, Kumo älv, Kymmene älv och Ule älv år 2017.

Table 14.3.1.8. The activity concentration of ²¹⁰Po, ²¹⁰Pb and ²³⁸U in surface water (Bq/l or µg/l) of Kemijoki, Kokemäenjoki, Kymijoki and Oulujoki in 2017.

River	²¹⁰ Po, Bq/l	²¹⁰ Pb, Bq/l	²³⁸ U, Bq/l	²³⁸ U, µg/l
Kemijoki	0.010 ± 17 %	0.025 ± 12 %	0.0012 ± 20 %	0.10 ± 20 %
Kokemäenjoki	0.038 ± 20 %	<0.0001	0.0022 ± 20 %	0.18 ± 20 %
Kymijoki	0.006 ± 23 %	0.011 ± 18 %	0.0021 ± 20 %	0.17 ± 20 %
Oulujoki	0.030 ± 17 %	0.015 ± 13 %	0.0009 ± 20 %	0.07 ± 20 %

Epävarmuus 2σ, betänklighet 2σ, uncertainty 2σ

14.3.2 Maidon ja muiden elintarvikkeiden luonnon radioaktiiviset aineet

Näytteenotto

Luonnon radioaktiivisten aineiden, ²³⁸U, ^{226,228}Ra ja ²¹⁰Pb, esiintymistä maidossa tutkittiin analysoimalla näytteet viiden meijerin maidoista (Riihimäki, Joensuu, Jyväskylä, Seinäjoki ja Oulu) jotka kerättiin vuosina 2014 – 2015.

Muiden elintarvikkeiden radioaktiivisuus määritettiin keräämällä yhden viikon ajalta päivittäiset ruoka-annokset kolmen suuren kaupungin (Helsinki, Tampere ja Rovaniemi) keskussairaaloista kuten kappaleessa 9 on esitetty.

Sairaaloiden sekaruokavalio ei elintarvikekaupan raaka-aineiden hankinta-alueiden laajuuden vuoksi anna välttämättä oikeaa kuvaa ympäröivän alueen radioaktiivisuudesta. Sen takia elintarvikkeet on tarvittaessa mitattava erillisinä ainesosina, jotka ovat peräisin toreilta tai paikallisilta jakelukeskuksilta, jotka toimittavat elintarvikkeita alueilla. Näillä paikkakunnilla (Helsinki, Tampere, Rovaniemi) elintarvike-liikkeistä ostettujen paikallisten elintarvikkeiden luonnon radioaktiiviset aineet, ²³⁸U, ^{226,228}Ra, ²¹⁰Po ²¹⁰Pb, analysoitiin yhtenä vuonna myynnissä olleista näytteistä (marjat, sienet ja kala).

Näytteiden käsittely ja analysointi

Maitonäytteet tuhitettiin kuten kappaleessa 8 on kuvattu ja näytteistä koottiin vuosinäyte, josta ²³⁸U analysoitiin ICP-MS tekniikalla ja ^{226,228}Ra sekä ²¹⁰Pb määritettiin gammaspektrometrillä mittauksella.

Yhdistetyistä viikoittaisista ruoka-annoksista (seitsemän päivän ruoka-annokset yhdistettynä yhdeksi näytteeksi) analysoitiin ²³⁸U, ^{226,228}Ra, ²¹⁰Po ja ²¹⁰Pb aktiivisuuspitoisuudet vuosien 2014 – 2015 näytteistä. ²³⁸U ja ^{226,228}Ra analysoitiin tuhitetusta yhdistetystä viikkonäytteestä, ²³⁸U-analyysijä varten näytteet hajotettiin mikroaaltoavusteisesti ja näytteet mitattiin ICP-MS menetelmällä. ^{226,228}Ra määritettiin gam-

maspektrometrisesti suoraan tuhkanäytteestä. ^{210}Po ja ^{210}Pb määritettiin kuivatuista ruokanäytteistä, näytteet hajotettiin ensin vahvojen happojen avulla mikroaaltoavusteisesti, jonka jälkeen ^{210}Po ja ^{210}Pb määritettiin alfaspektrometrisesti kuten aikaisemmin selitetty joki- ja juomavesinäytteiden kohdalla.

Kaupan elintarvikenäytteet kuivattiin ennen analyysia. Samanlaisia näytteitä yhdistettiin kattavamman kokonaisnäytteen saamiseksi, esimerkiksi Rovaniemen kantarellinäyte koostuu yhteensä kuudesta erillisestä kantarellinäytteestä, jotka on ostettu ja kerätty eri paikoista ja yhdistetty luonnon radioaktiivisten aineidenmäärittystä varten. ^{238}U , ^{210}Po ^{210}Pb analyysia varten näytteet hajotettiin vahvoilla hapoilla mikroaaltoavusteisesti, jonka jälkeen ^{238}U -pitoisuus määritettiin ICP-MS menetelmällä ja ^{210}Po ja ^{210}Pb määritettiin alfaspektrometrisesti kuten joki- ja juomavesinäytteiden kohdalla on selitetty. $^{226,228}\text{Ra}$ määritettiin gammaspektrometrisesti kuivatuista näytteistä.

Tulokset

Taulukossa 14.3.2.1. on esitetty maitonäytteiden aktiivisuuspitoisuudet. Kaikki ^{210}Pb , ^{226}Ra ja ^{228}Ra aktiivisuuspitoisuudet jäivät alle määritysrajojen. Näytteiden määritysrajat vaihtelevat, sillä määritysrajaan vaikuttaa mm. näytemäärä, tutkittu radioaktiivinen aine sekä mittausaika. ^{238}U :n aktiivisuuspitoisuudet näytteissä ovat hyvin pienet, 0,001 – 0,005 Bq/l (1 – 5 mBq/l, millibecquerelia litraa kohden).

Taulukossa 14.3.2.2. on esitetty tulokset viikkoruokien luonnon radioaktiivisten aineiden pitoisuuksista. $^{226,228}\text{Ra}$ -pitoisuudet jäivät kaikki alle määritysrajojen ja ^{238}U -pitoisuudet olivat myös hyvin alhaiset, 7 – 8 mBq/kg (millibecquerelia kilogrammaa näytettä kohden). Myös ^{210}Pb - ja ^{210}Po -pitoisuudet olivat alhaiset, Helsingin ja Rovaniemen näytteiden pitoisuudet jäivät alle määritysrajan, ainoastaan Tampereen viikkoruoassa havaittiin hyvin pienet, määritysrajan ylittävät pitoisuudet ^{210}Pb - ja ^{210}Po -nuklideja, 0,07 – 0,16 Bq/kg.

Merikaloissa (ahven) sekä kasvatetussa kalassa (kirjolohi) luonnon radioaktiivisten aineiden pitoisuudet olivat yleisesti alle määritysrajojen (taulukko 14.3.2.3). Makeanvedenkaloissa (muikku, siika joki/meri) ^{210}Po -pitoisuudet vaihtelivat välillä 0,25 – 13 Bq/kg, muiden luonnon radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuuksien jäädessä alle määritysrajojen. Eri kaupungeista ostettujen sienien uraanipitoisuudet olivat alhaiset, välillä 0,006 – 0,021 Bq/kg ja ^{210}Pb aktiivisuuspitoisuus vaihteli välillä 0,44 – 2,25 Bq/kg, ^{210}Po aktiivisuuspitoisuuden ollessa vähän alhaisempi, 0,35 – 2,17 Bq/kg (taulukko 14.3.2.4). Marjojen (kuva 14.3.2.1) uraanipitoisuudet olivat alhaiset, alle 0,007 Bq/kg. ^{210}Pb -aktiivisuuspitoisuudet vaihtelivat välillä 0,20 – 0,56 Bq/Kg, mutta ^{210}Po aktiivisuuspitoisuudet jäivät alle määritysrajojen kaikkien näytteiden osalta (taulukko 14.3.2.5).



Kuva 14.3.2.1. Marja- ja sieninäytteitä menossa kuivaukseen.

Bild 14.3.2.1. Bär- och svampprover som ska torkas.

Fig. 14.3.2.1. Berry and mushroom samples on their way to drying.

Taulukko 14.3.2.1. ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{228}Ra ja ^{238}U aktiivisuuspitoisuudet (Bq/l) maidossa vuoden 2014 tai 2015 yhdistetyssä vuosinäytteessä.

Tabell 14.3.2.1. ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{228}Ra och ^{238}U halter (Bq/l) i mjölk år 2014 eller 2015.

Table 14.3.2.1. The activity concentrations of ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{228}Ra and ^{238}U in milk in 2014 or 2015 annual sample.

City	^{210}Pb , Bq/l	^{226}Ra , Bq/l	^{228}Ra , Bq/l	^{238}U , Bq/l	^{238}U , μg/l
Joensuu	<0.034	<0.033	<0.016	0.002 ± 0.0005	0.14 ± 0.04
Jyväskylä	<0.056	<0.059	<0.029	0.002 ± 0.0004	0.12 ± 0.04
Oulu	<0.027	<0.026	<0.012	0.001 ± 0.0004	0.10 ± 0.03
Riihimäki	<0.047	<0.045	<0.020	0.005 ± 0.0015	0.40 ± 0.12
Seinäjoki	<0.104	<0.102	<0.047	0.001 ± 0.0004	0.10 ± 0.03

Epävarmuus 2σ, betänklighet 2σ, uncertainty 2σ

Taulukko 14.3.2.2. ^{226}Ra , ^{228}Ra ja ^{238}U pitoisuudet (Bq/l tai μg/kg, tuorepainoa kohden) sairaalakeittiöiden viikkoruoassa vuonna 2014 ja ^{210}Pb ja ^{210}Po aktiivisuuspitoisuudet viikkoruoassa vuonna 2015.

Tabell 14.3.2.2. ^{226}Ra , ^{228}Ra och ^{238}U halter (Bq/l eller μg/kg, frisk tyngd) i en veckas måltider år 2014 och ^{210}Pb och ^{210}Po halter i en veckas måltider år 2015.

Table 14.3.2.2. The concentrations (Bq/l or μg/kg, for fresh weight) of ^{226}Ra , ^{228}Ra and ^{238}U in one-week diet sample in 2014 and the activity concentrations of ^{210}Pb and ^{210}Po in one week diet sample in 2015.

City	2014				2015	
	^{226}Ra , Bq/kg	^{228}Ra , Bq/kg	^{238}U , Bq/kg	^{238}U , μg/kg	^{210}Pb , Bq/kg	^{210}Po , Bq/kg
Helsinki	<0.07	<0.02	0.008 ± 0.003	0.67 ± 0.20	<0.06	<0.06
Tampere	<0.06	<0.03	0.007 ± 0.002	0.57 ± 0.17	0.07 ± 0.03	0.16 ± 0.06
Rovaniemi	<0.04	<0.02	0.008 ± 0.003	0.63 ± 0.19	<0.07	<0.07

Epävarmuus 2σ, betänklighet 2σ, uncertainty 2σ

Taulukko 14.3.2.3. ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{228}Ra ja ^{238}U pitoisuudet (Bq/l tai $\mu\text{g/kg}$) vuonna 2016 myynnissä olleissa kaloissa..

Tabell 14.3.2.3. ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{228}Ra och ^{238}U halter (Bq/l eller $\mu\text{g/kg}$) i fisk år 2016.

Table 14.3.2.3. The concentrations (Bq/l or $\mu\text{g/kg}$) of ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{228}Ra and ^{238}U in fish in 2016.

Laji Art Species	City	^{210}Pb , Bq/kg	^{210}Po , Bq/kg	^{226}Ra , Bq/kg	^{228}Ra , Bq/kg
Ahven Abborre Perch	Helsinki	<0.14	<0.14	<0.95	0.54 ± 0.12
	Tampere	<0.15	<0.15	<1.8	<0.54
	Rovaniemi	<0.15	<0.15	<3.2	<1.3
Muikku Siklöja Vendace	Tampere	<0.44	1.64 ± 0.48	<4.0	<1.2
	Helsinki	<0.47	0.79 ± 0.21	<2.3	<0.64
	Rovaniemi	<0.38	1.44 ± 0.49	<2.2	<0.85
Kirjolohi Regnbågsforell Rainbow trout	Rovaniemi	<0.26	<0.26	<0.73	<0.25
Siika Sik Whitefish	Tampere	<0.25	13 ± 7	<0.96	<0.37
	Helsinki	<0.23	<0.23	<0.79	<0.28
	Tampere	<0.16	0.82 ± 0.3	<0.43	<0.16
	Rovaniemi	<0.19	0.25 ± 0.06	<0.69	<0.26

Epävarmuus 2σ , betänklighet 2σ , uncertainty 2σ

Taulukko 14.3.2.4. ^{210}Pb , ^{210}Po ja ^{238}U pitoisuudet (Bq/l tai $\mu\text{g/kg}$) vuonna 2015 myynnissä olleissa sienissä.

Tabell 14.3.2.4. ^{210}Pb , ^{210}Po och ^{238}U halter (Bq/l eller $\mu\text{g/kg}$) i svampar år 2015.

Table 14.3.2.4. The concentrations (Bq/l or $\mu\text{g/kg}$) of ^{210}Pb , ^{210}Po and ^{238}U in mushrooms in 2015 annual sample.

	City	^{210}Pb , Bq/kg	^{210}Po , Bq/kg	^{238}U , Bq/kg	^{238}U , $\mu\text{g/kg}$
Kantarelli Kantarell Chantarelle	Helsinki	0.59 ± 0.06	0.35 ± 0.07	0.008 ± 0.003	0.63 ± 0.19
	Tampere	0.44 ± 0.05	0.41 ± 0.07	0.010 ± 0.003	0.79 ± 0.24
	Rovaniemi	0.66 ± 0.07	0.38 ± 0.06	0.006 ± 0.002	0.50 ± 0.15
Suppilovahvero Trattkantarell Funnel chanterelle	Helsinki	2.25 ± 0.24	2.17 ± 0.32	0.021 ± 0.006	1.64 ± 0.49

Epävarmuus 2σ , betänklighet 2σ , uncertainty 2σ

Taulukko 14.3.2.5. ^{210}Pb , ^{210}Po ja ^{238}U aktiivisuuspitoisuudet (Bq/l tai $\mu\text{g/kg}$) vuonna 2014 tai 2016 myynnissä olleissa marjoissa.

Tabell 14.3.2.5. ^{210}Pb , ^{210}Po och ^{238}U halter (Bq/l eller $\mu\text{g/kg}$) i bäret år 2014 eller 2016.

Table 14.3.2.5. The activity concentrations (Bq/l or $\mu\text{g/kg}$) of ^{210}Pb , ^{210}Po and ^{238}U in berries in 2014 or 2016 annual samples.

		2014		2016	
	City	^{238}U , Bq/kg	^{238}U , $\mu\text{g/kg}$	^{210}Pb , Bq/kg	^{210}Po , Bq/kg
Mustikka Blåbär Blueberry	Helsinki	<0.005	<0.39	0.26 ± 0.05	<0.22
	Tampere	<0.005	<0.39	0.32 ± 0.09	<0.23
	Rovaniemi	-	-	0.18 ± 0.04	<0.13
Puolukka Lingon	Helsinki	0.006 ± 0.002	0.46 ± 0.14	0.56 ± 0.10	<0.12
	Tampere	0.002 ± 0.001	0.20 ± 0.06	0.49 ± 0.10	<0.14

Lingonberry	Rovaniemi	-	-	0.52 ± 0.11	<0.13
Lakka Hjortron Cloudberry	Helsinki	<0.005	<0.42	-	-
	Tampere	<0.005	<0.42	0.20 ± 0.08	<0.14
	Rovaniemi	-	-	<0.17	<0.17
Karpalo Tranbär Cranberry	Helsinki	<0.004	<0.33	-	-
	Tampere	0.004 ± 0.001	0.33 ± 0.1	-	-

Epävarmuus 2σ , betänklighet 2σ , uncertainty 2σ

14 Särskilda projekt

14.1 Radonhalten i skolor

Inom skolornas radonprojekt skickades till alla Finlands kommuner en uppmaning att utreda om det inom kommunens område finns sådana läroanstalter där inomhusluftens radonhalt bör mätas. Om det fanns sådana läroanstalter och radonhalten inte hade mätts uppmanades de utföra mätningar. Under projektet var medelvärdet för radonhalten 87 Bq/m³ och medianen 45 Bq/m³ i de läroanstalter där den mättes. I sammanlagt 123 skolor (14 %) överskreds radonhalten vid åtminstone en mätpunkt 300 Bq/m³ och i 91 skolor (11 %) överskreds 400 Bq/m³ vid åtminstone en mätpunkt. I 32 kommuner fanns det skolor där den nuvarande åtgärdsnivån (400 Bq/m³) överskreds och i 42 kommuner skolor där det framtida referensvärdet (300 Bq/m³) överskreds.

14.2 Radioaktiviteten i kött och ägg producerade i Finland

Som en del av programmet för strålningsövervakning av miljön genomfördes åren 2014 – 2017 tillsammans med Livsmedelssäkerhetsverket Evira delprogrammet "Suomessa tuotetun lihan ja kananmunien radioaktiivisuus (LIMU)" ("Radioaktiviteten i kött och ägg producerade i Finland"). Den årliga stråldosen som finländarna får av att äta kött är mycket liten, i genomsnitt 6,3 mikrosievert (μSv) relaterat till antalet personer (tabellerna 14.2.1 – 14.2.4). Detta utgör 0,2 procent av den genomsnittliga sammanlagda stråldosen på 3,2 millisievert (mSv = 1000 μSv) som finländarna får. Det är tryggt att äta inhemskt kött och inhemska ägg och användningen av dem behöver inte begränsas på grund av strålningen.

Syftet med projektet var att samla in information om halterna av (²¹⁰Pb, ²¹⁰Po, ²²⁸Ra och ²²⁶Ra) i inhemskt kött och inhemska ägg. Därtill fastställdes halterna av artificiella radioaktiva ämnen (¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr) och utreddes ¹³⁷Cs-halternas regionala variationer samt ändringen av halterna från tiden efter kärnkraftsolyckan i Tjernobyl till i dag. Proverna bestod av nöt-, fläsk-, kyckling- och fårkött samt ägg från olika håll i Finland. Proverna togs av en besiktningsveterinär i enlighet med (EG) Nr 854/2004 som ett officiellt besiktningsprov i samband med köttbesiktningen som sker i slakterierna. Även äggen togs som officiella besiktningsprover från äggpackerier. Man eftersträvade att få prover omfattande från olika håll i Finland från olika nedfallsområden.

Naturliga nuklider ger upphov till den största delen av dosen som fås från kött. ²¹⁰Po, ²¹⁰Pb och ²²⁸Ra ger upphov till över 90 procent av dosen. De artificiella radioaktiva ämnena ¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr orsakar endast under 5 procent av dosen som finländarna årligen får av att äta kött. De som väntat högsta ¹³⁷Cs-halterna observerades i nöt- och fårkött, eftersom dessa produktionsdjurs föda delvis kommer från betande. Man kunde inte påvisa ett tydligt samband mellan ¹³⁷Cs-halten i köttet och nedfallsområdet.

14.3 Naturliga radioaktiva ämnen i Finlands miljö

I Finlands miljö finns det naturliga radioaktiva ämnen ojämnt fördelat. Som en följd av detta förekommer det olika mängder naturliga radioaktiva ämnen på olika områden överallt i människans livsmiljö. Utöver radon i inomhusluften är de mest betydande för människans del bland annat uran i jordmånen samt uranets sönderfallsprodukter radium, radon, polonium och bly i livsmedel och dricksvatten.

Under Strålsäkerhetscentralens strategiperiod 2013 – 2017 observerades i programmet för strålningsövervakning av miljön förutom artificiella radionuklider även förekomsten av naturliga radioaktiva ämnen i människans livsmiljö, eftersom halterna av dem inte tidigare systematiskt kartlagts. Naturliga radioaktiva ämnen utgör den största källan för strålningsexponering.

14.3.1 Radioaktivitet i ytvatten och dricksvatten

Provtagning

Den sammanlagda mängden naturliga radioaktiva ämnen i ytvattnet, uran-238, radium-226, radon-222, polonium-210, bly-210 och de långlivade alfa-aktiva ämnena (²³⁸U, ²³⁴U, ²²⁶Ra och ²¹⁰Po) analyserades i vattnet från fyra stora åar; Kymmene älv, Kumo älv, Ule älv och Kemi älv. Förekomsten av naturliga radioaktiva ämnen i dricksvattnet övervakades genom att analysera prover från vattenledningsvattnet i Hel-

singfors, Åbo, Tammerfors, Uleåborg och Rovaniemi (bild 14.3.1.1). Provtagningen beskrivs i avsnitten 6 och 7.

Behandling och analysering av proverna.

Aktivitetskoncentrationerna för ^{222}Rn och långlivade alfa-aktiva ämnen samt ^{226}Ra fastställdes årligen åren 2014 – 2017 från vattenprover. För analyserna av ^{222}Rn togs proverna i tätt förslutbara flaskor med skruvkork för att undvika att radon i gasform skulle avdunsta från provet. Vattenproverna mättes med vätskescintillator. För att fastställa provernas totala alfa-aktivitet och ^{226}Ra -aktivitetshalt fixerades proverna med syra och man lät radonet bubbla bort. Man lät en liten mängd av vattenprovet avdunsta under en värmelampa och resterna upplöstes i svag syra, och proverna mättes med vätskescintillator, då man får den totala mängden av långlivade alfa-aktiva nuklider i proverna samt ^{226}Ra -aktivitetshalten.

Av proverna från år 2017 analyserades ^{238}U -halten med ICP-MS-apparat (induktivt kopplad plasma-massaspektrometer, bild 14.3.1.2). ^{210}Po och ^{210}Pb fastställdes också för dricks- och åvattensproverna för år 2017. För att fastställa dessa radionuklider syrabehandlades proverna varefter man av proverna utfällde ^{210}Po och dess aktivitetshalt mättes alfaspektrometriskt. För att fastställa aktivitetshalten för ^{210}Pb lät man proverna stå sex månader under vilken tid ^{210}Pb hinner nå jämvikt med dotternukliden ^{210}Po , varefter utfällningen upprepades och man mätte aktivitetshalten för utfällningen för ^{210}Po på nytt med alfaspektrometer.

Resultat

I tabellerna 14.3.1.1 – 14.3.1.4 finns resultaten för vattenledningsvattnet i Helsingfors, Uleåborg, Rovaniemi, Tammerfors och Åbo. För alla prover är aktivitetshalterna för naturliga radioaktiva ämnen mycket låga eller under bestämningsgränsen (varierar beroende på den undersökta nukliden och provet.) Aktivitetshalten för ^{222}Rn i dricksvattenproverna var under 80 Bq/l, vilket klart underskrider Valviras kvalitetsrekommendation i hushållsvattenförordningen för radonhalten i hushållsvatten (300 Bq/l, förordning 683/2017). Även andra naturliga radioaktivitetshalter i dricksvattnet var mycket låga och den årliga ungefärliga totala dosen som räknas ut för aktivitetshalterna underskrider 0,05 mSv/år.

I tabellerna 14.3.1.5. – 14.3.1.8. finns aktivitetshalterna för de naturliga radioaktiva ämnena i ytvattenproverna för Kemi älv, Kumo älv, Kymmene älv och Ule älv. Aktivitetshalterna i ytvattnen är mycket låga och underskrider ofta bestämningsgränsen.

14.3.2 Naturliga radioaktiva ämnen i mjölk och andra livsmedel

Provtagning

Förekomsten av de naturliga radioaktiva ämnena ^{238}U , $^{226,228}\text{Ra}$ och ^{210}Pb i mjölk undersöktes genom att analysera mjölkprover från fem mejerier (Riihimäki, Joensuu, Jyväskylä, Seinäjoki och Uleåborg) som samlades in åren 2014 – 2015.

Radioaktiviteten i övriga livsmedel fastställdes genom att under en vecka samla in dagliga matportioner från centralsjukhusen i tre storstäder (Helsingfors, Tammerfors och Rovaniemi), såsom beskrivs i avsnitt 9.

Sjukhusens blandkost ger på grund av de omfattande anskaffningsområdena för råvaror inte nödvändigtvis rätt bild av det omkringliggande områdets radioaktivitet. Därför måste livsmedlen vid behov mätas som separata ingredienser som kommer från torg och lokala utdelningscentraler som levererar livsmedel i området. På dessa orter (Helsingfors, Tammerfors, Rovaniemi) analyserades de naturliga radioaktiva ämnena, ^{238}U , $^{226,228}\text{Ra}$, ^{210}Po ^{210}Pb i lokala livsmedel köpta från lokala livsmedelsaffärer i prover som varit i försäljning under ett år (bär, svamp och fisk).

Behandling och analysering av proverna.

Mjölkproverna förvandlades till aska såsom beskrevs i avsnitt 8 och av proverna sammanställdes ett årsprov, varav ^{238}U analyserades med ICP-MS-tekniken och $^{226,228}\text{Ra}$ samt ^{210}Pb fastställdes genom gammaspektrometrisk mätning.

Från de sammanslagna portionerna per vecka (portioner för sju dagar sammanslagna till ett prov) analyserades aktivitetshalterna för ^{238}U , $^{226,228}\text{Ra}$, ^{210}Po och ^{210}Pb för proverna från 2014 – 2015. ^{238}U och $^{226,228}\text{Ra}$ analyserades från det sammanslagna veckoprovet förvandlat till aska. För ^{238}U -analyserna spjäl-

kades proverna med hjälp av mikrovågor och proverna mättes med ICP-MS-metoden. $^{226,228}\text{Ra}$ fastställdes med gammaspektrometer direkt från askprovet. ^{210}Po och ^{210}Pb fastställdes från torkade matprover. Proverna spjälkades först med starka syror med hjälp av mikrovågor, varefter ^{210}Po och ^{210}Pb fastställdes med alfaspektrometer såsom beskrivits för å- och dricksvattenproverna.

Butikens livsmedelsprover torkades före analyserna. Prover av samma art slogs samman för att få ett mer omfattande prov. Till exempel kantarellprovet från Rovaniemi består av sammanlagt sex separata kantarellprover som har köpts och plockats på olika ställen och slagits samman för fastställande av naturliga radioaktiva ämnen. För ^{238}U , ^{210}Po ^{210}Pb -analyserna spjälkades proverna med starka syror med hjälp av mikrovågor, varefter ^{238}U -halten fastställdes med ICP-MS-metoden och ^{210}Po och ^{210}Pb fastställdes alfaspektrometriskt såsom för å- och dricksvattenproverna. $^{226,228}\text{Ra}$ fastställdes med gammaspektrometer från de torkade proverna.

Resultat

I tabell 14.3.2.1 presenteras aktivitetshalterna för mjölkproverna. Alla ^{210}Pb , ^{226}Ra och ^{228}Ra -aktivitetshalterna underskrider bestämningsgränserna. Bestämningsgränserna för proverna varierar, eftersom bland annat provmängden, det undersökta radioaktiva ämnet samt mättiden inverkar på bestämningsgränsen. Aktivitetshalterna för ^{238}U var mycket små i proverna 0,001 – 0,005 Bq/l (1 – 5 mBq/l, millibecquerel per liter).

I tabell 14.3.2.2 presenteras resultaten för halterna av naturliga radioaktiva ämnen i maten per vecka. $^{226,228}\text{Ra}$ -halterna förblev under bestämningsgränserna och ^{238}U -halterna var också mycket låga, 7 – 8 mBq/kg (millibecquerel per kilogram prov). Även ^{210}Pb - och ^{210}Po -halterna var låga. Halterna för proven från Helsingfors och Rovaniemi underskred bestämningsgränsen, endast i maten från Tammerfors observerades mycket små halter som överskred bestämningsgränsen ^{210}Pb - och ^{210}Po -nuklider, 0,07 – 0,16 Bq/kg.

I havsfiskar (abborre) samt odlad fisk (regnbågslox) var halterna av naturliga radioaktiva ämnen allmänt under bestämningsgränserna (tabell 14.3.2.3). I insjöfiskar (siklöja, sik å/hav) varierade halterna av ^{210}Po mellan 0,25 – 13 Bq/kg, då aktivitetshalterna för andra naturliga radioaktiva ämnen underskred bestämningsgränserna. Uranhalterna i svamp köpt från olika städer var låga, mellan 0,006 – 0,021 Bq/kg och aktivitetshalten för ^{210}Pb varierade mellan 0,44 – 2,25 Bq/kg, då aktivitetshalten för ^{210}Po var något lägre, 0,35 – 2,17 Bq/kg (tabell 14.3.2.4). Uranhalterna i bär (bild 14.3.2.1) var låga, under 0,007 Bq/kg. Aktivitetshalterna för ^{210}Pb varierade mellan 0,20 – 0,56 Bq/kg men aktivitetshalterna för ^{210}Po underskred bestämningsgränserna i alla prover (tabell 14.3.2.5).

14 Separate projects

14.1 Radon concentration in schools

Within the scope of the radon project for schools, a suggestion was sent to all municipalities in Finland to investigate whether or not there were educational establishments in the region where radon concentration should be measured. If such schools were found and the radon concentrations had not been measured, the municipalities in question were urged to conduct the measurements. Among the educational establishments analysed over the course of the project, the average radon concentration was 87 Bq/m³ and the median was 45 Bq/m³. In a total of 123 schools (14%), radon concentration in at least one measurement point exceeded 300 Bq/m³, and in 91 schools, (11%) 400 Bq/m³ was exceeded in at least one measurement point. Schools where the concentration exceeded the current action level (400 Bq/m³) were found in 32 municipalities, whereas schools that exceeded the coming reference value (300 Bq/m³) were found in 42 municipalities.

14.2 Radioactivity of meat and eggs produced in Finland

As part of the radiological monitoring of the environment, the subprogramme Suomessa tuotetun lihan ja kananmunien radioaktiivisuus (Radioactivity of meat and eggs produced in Finland, LIMU) was implemented in cooperation with the Finnish Food Safety Authority Evira in 2014 – 2017. The annual radiation dose Finns receive through meat consumption is very small: 6.3 microsieverts (µSv) on average, proportionate to the number of people (Tables 14.2.1 – 14.2.4). This represents 0.2% of the average total radiation dose of 3.2 millisieverts (mSv = 1000 µSv) per year. It is safe to eat domestic meat and eggs, and their consumption does not need to be limited due to radiation.

The purpose of the project was to collect information on the concentrations of natural radioactive substances (²¹⁰Pb, ²¹⁰Po, ²²⁸Ra and ²²⁶Ra) in Finnish meat and eggs. In addition to this, concentrations of artificial radioactive substances (¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr) were determined, along with analysing regional variations in ¹³⁷Cs concentration and the development of concentration levels between the Chernobyl nuclear disaster and today. The sample pool consisted of beef, pork, chicken, mutton and eggs collected throughout Finland. The samples were taken by an official veterinarian, as specified in Regulation (EC) No 854/2004, as official control samples in connection to meat inspections conducted in slaughterhouses. Eggs were also collected as official control samples from egg packing facilities. The aim was to obtain a comprehensive collection of samples from all parts of Finland and from different contaminated areas.

Natural nuclides cause the majority of the dose received from meat. Over 90% of the dose is attributable to ²¹⁰Po, ²¹⁰Pb and ²²⁸Ra. Less than 5% of the annual dose received by Finnish from eating meat is caused by artificial radioactive substances ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr. As expected, the highest ¹³⁷Cs concentrations were found in beef and mutton, as these production animals get some of their nutrition through grazing. A clear link between the ¹³⁷Cs concentration of meat and fallout area could not be established.

14.3 Natural radioactive substances in the Finnish environment

In the Finnish environment, the distribution of radioactive substances is naturally irregular. As a result, while natural radioactive substances occur in all areas of human living environments, there is significant variation in the levels. In addition to radon in indoor air, the most significant substances for people include uranium in soil as well as the disintegration products of uranium – radon, polonium and lead – in food and drinking water.

During the Radiation and Nuclear Safety Authority's strategy period 2013 – 2017, the environmental radiological monitoring programme focused on the occurrence of natural radioactive substances in human living environments, in addition to artificial radionuclides, because their concentrations had not been previously investigated in a systematic manner. Natural radioactive substances form the most significant source of radiation exposure.

14.3.1 Radioactivity of surface water and drinking water

Sampling

The natural radioactive substances in surface water, uranium-238, radium-226, radon-222, polonium-210, lead-210 and long-lived alpha-active substances (total amount of ^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra and ^{210}Po) were analysed in the water of four large rivers, Kymijoki, Kokemäenjoki, Oulujoki and Kemijoki. The occurrence of natural radioactive substances in drinking water was monitored by analysing samples taken from tap water in the cities of Helsinki, Turku, Tampere, Oulu and Rovaniemi (Figure 14.3.1.1). The sampling is described in paragraphs 6 and 7.

Sample processing and analysis

The activity concentrations of ^{222}Rn , long-lived alpha-active substances and ^{226}Ra were determined from water samples once a year between 2014 and 2017. For the ^{222}Rn analysis, the samples were collected in glass bottles with screw caps that could be closed tightly to prevent the dissipation of the gaseous radon from the samples. The water samples were measured with a liquid scintillation spectrometer. In order to determine the total alpha activity and ^{226}Ra concentration, the samples were fixated with acid and the radon was expunged by means of bubbling. A small number of samples were also evaporated under a heat lamp, and the residue was dissolved in mild acid. The samples were then measured with the liquid scintillation spectrometer to determine the total quantity of long-lived alpha-active nuclides and the ^{226}Ra activity concentration.

The 2017 samples were analysed for ^{238}U concentration with a ICP-MS device (inductively coupled plasma mass spectrometer, Figure 14.3.1.2). ^{210}Po and ^{210}Pb were also examined in the drinking water and river water samples of 2017. In order to determine the radionuclides, the samples were acidified, after which ^{210}Po was precipitated from the samples to measure its activity concentration by means of alpha spectrometry. To determine the ^{210}Pb activity concentration, the samples were allowed to sit for six months so that the ^{210}Pb had time to reach a balance with its daughter nuclide ^{210}Po . After this, the precipitation was repeated and the ^{210}Po activity concentration was measured with an alpha spectrometer.

Results

Tables 14.3.1.1 – 14.3.1.4 list the results for tap water from the cities of Helsinki, Oulu, Rovaniemi, Tampere and Turku. In all samples, the activity concentrations of natural radioactive substances were very low or below the specified limit (varies depending on the nuclide and samples being analysed). The ^{222}Rn activity concentration of the drinking water samples was below 80 Bq/l, which easily matches the quality recommendation for the radon concentration of domestic water, as specified in Valvira's domestic water regulation (300 Bq/l, Regulation 683/2017). Other natural radioactivity concentrations of drinking water were also very low, and the indicative annual total dose calculated from the activity concentrations was below 0.05 mSv/year.

Tables 14.3.1.5 – 14.3.1.8 list the activity concentrations for natural radioactive substances in the surface water samples from the Kemijoki, Kokemäenjoki, Kymijoki and Oulujoki rivers. The surface water activity concentrations are very low and usually below the specified level.

14.3.2 Natural radioactive substances in milk and other foodstuffs

Sampling

The occurrence of radioactive substances ^{238}U , $^{226,228}\text{Ra}$ and ^{210}Pb in milk was studied by analysing milk samples from five dairies (Riihimäki, Joensuu, Jyväskylä, Seinäjoki and Oulu) collected between 2014 and 2015.

The radioactivity of other foodstuffs was determined by collecting a week's worth of daily food samples from the central hospitals of three large cities (Helsinki, Tampere and Rovaniemi), as described in Section 9. Due to the expansive raw material procurement areas in food trade, the mixed diet provided in hospitals may not provide an accurate representation of radioactivity in the immediate area. Where necessary, the foodstuffs must therefore be measured as separate ingredients originating from market places

or local distribution centres that supply food in the area. In these cities (Helsinki, Tampere and Rovaniemi), radioactive substances ^{238}U , $^{226,228}\text{Ra}$, ^{210}Po and ^{210}Pb were analysed in local foodstuff samples (berries, mushrooms and fish) purchased from grocery shops over the course of one year.

Sample processing and analysis

The milk samples were ashed, as described in Section 8, and an annual sample was compiled, in which ^{238}U was analysed using the ICP-MS method. In addition to this, $^{226,228}\text{Ra}$ and ^{210}Pb concentrations were determined by means of gamma spectrometry.

In the weekly food servings (servings from seven days combined into a single sample), ^{238}U , $^{226,228}\text{Ra}$, ^{210}Po and ^{210}Pb activity concentrations were analysed in samples between 2014 and 2015. ^{238}U and $^{226,228}\text{Ra}$ were analysed in the ashed combined weekly sample. For the ^{238}U analyses, the samples were broken up with microwaves and measured by means of ICP-MS. $^{226,228}\text{Ra}$ was determined directly from the ash sample through gamma spectrometry. ^{210}Po and ^{210}Pb were determined in dried food samples. The samples were first broken up using strong acids and microwaves, after which alpha spectrometry was utilised to measure ^{210}Po and ^{210}Pb , as was previously explained with river water and drinking water samples.

The food samples from grocery shops were dried before the analyses. Same species samples were combined to create more comprehensive overall samples. For example, the chanterelle sample from Rovaniemi consists of six separate chanterelle samples, which were purchased and collected from various locations and combined for the analysis of natural radioactive substances. For the ^{238}U , ^{210}Po and ^{210}Pb analyses, the samples were broken up using strong acids and microwaves, after which the ^{238}U concentration was determined with the ICP-MS method. ^{210}Po and ^{210}Pb were measured by means of alpha spectrometry, as was explained with river water and drinking water samples. $^{226,228}\text{Ra}$ was determined directly from the dried samples through gamma spectrometry.

Results

Table 14.3.2.1 presents the activity concentrations of milk samples. All ^{210}Pb , ^{226}Ra and ^{228}Ra activity concentrations were below the specified limits. There is variation in the specified limits for the samples as the limits are affected by the sample quantity, radioactive substance being analysed and the measurement time, among other factors. ^{238}U activity concentrations in the samples were very low, 0.001 – 0.005 Bq/l (1 – 5 mBq/l, millibecquerels per litre).

Table 14.3.2.2 presents results on concentrations of natural radioactive substances in weekly diets. The $^{226,228}\text{Ra}$ were all below the specified limits and the ^{238}U concentrations were also very low at 7 – 8 mBq/kg (millibecquerels per kilogram of sample material). The ^{210}Pb and ^{210}Po concentrations were also low. The concentrations in the samples from Helsinki and Rovaniemi were below the specified limit. Only in Tampere, the weekly diet was found to contain very small concentrations of ^{210}Pb and ^{210}Po nuclides (0.07 – 0.16 Bq/kg) that were above the specified limit.

In saltwater fish (bass) and farmed fish (rainbow trout), the concentrations of natural radioactive substances were generally below the specified limits (Table 14.3.2.3). In freshwater fish (vendace, common whitefish river/sea), ^{210}Po concentrations varied between 0.25 and 13 Bq/kg, with concentrations of other natural radioactive substances remaining below the specified limits. Uranium concentrations in mushrooms purchased were low 0.006 – 0.021 Bq/kg, and ^{210}Pb activity concentration varied between 0.44 and 2.25 Bq/kg, with ^{210}Po activity concentration at a slightly lower level at 0.35 – 2.17 Bq/kg (Table 14.3.2.4). The uranium concentrations of berries (Figure 14.3.2.1) were low, below 0.007 Bq/kg. ^{210}Pb activity concentrations varied between 0.20 and 0.56 Bq/kg, but ^{210}Po activity concentrations remained below specified limits for all samples (Table 14.3.2.5).

LIITE 1

Ionisoivaan säteilyyn liittyviä keskeisiä suureita ja niiden yksiköitä

Aktiivisuus: Aineen radioaktiivisuutta määrällisesti kuvaava suure on aktiivisuus, jonka yksikkö on becquerel (Bq). Lähteen tai aineen aktiivisuus on 1 Bq, kun siinä tapahtuu keskimäärin yksi radioaktiivinen hajoaminen sekunnissa.

Aktiivisuuspitoisuus: Mitattaessa radioaktiivisten aineiden aktiivisuutta tilavuus- tai painoyksikköä kohden kaasuissa, nesteissä tai kiinteissä aineissa käytetään suuretta aktiivisuuspitoisuus, jonka yksikkö voi olla Bq/m³, Bq/l tai Bq/kg.

Säteilyannos: Säteilyannoksella tarkoitetaan yleisesti sitä energiamäärää, jonka säteily jättää kohdeaineeseen sen painoyksikköä kohti. Tässä raportissa käytettävällä säteilyannoksella tarkoitetaan kuitenkin ns. **efektiivistä säteilyannosta**, joka kuvaa sitä terveysriskiä (lähinnä syöpäriskiä), jonka ihmiseen kohdistuva säteily aiheuttaa. Efektiivisen annoksen yksikkö on sievert (Sv). 1 Sv vastaa noin 5 % todennäköisyyttä saada elinaikana säteilystä aiheutunut syöpä. Käytännössä käytetään sievertin tuhannesosaa, millisievert (mSv) tai sievertin miljoonasosaa, mikrosievert (μSv). Jos ihminen saa mistä tahansa säteilylähteestä 1 mSv efektiivisen säteilyannoksen, on hänellä noin 0,005 % todennäköisyys saada tästä aiheutuva syöpä elinaikanaan. Koska suomalaisia on noin 5,4 miljoonaa ja heidän keskimääräinen ionisoivasta säteilystä saama annos on 3,2 mSv vuodessa, tarkoittaa se, että ionisoiva säteily aiheuttaa Suomessa noin 900 syöpätapausta vuosittain.

Puoliintumisaika: Koska radioaktiivinen aine hajoaa itsestään toiseksi alkuaineeksi, sen määrä jatkuvasti pienenee, ellei sitä synny lisää jonkin toisen radioaktiivisen aineen hajoamistuotteena tai ellei sitä synnytetä keinotekoisesti. Jokaisella radioaktiivisella aineella on oma keskimääräinen nopeutensa, jolla se hajoaa. Puoliintumisajalla tarkoitetaan sitä aikaa, joka kuluu radioaktiivisen aineen määrän (ja samalla aktiivisuuden) vähenemiseen puoleen alkuperäisestä.

BILAGA 1

Joniserande strålning, dess viktigaste storheter och deras enheter

Aktivitet: Mängd av ett radioaktivt ämne beskrivs med dess aktivitet. Aktivitetens enhet är becquerel (Bq). Ämnets aktivitet är 1 Bq, när det händer i genomsnitt ett radioaktivt sönderfall per sekund.

Aktivitetskoncentration: Mängd av ett radioaktivt ämne i gaser, vätskor eller fasta ämnen uppges som en aktivitetskoncentration, vilkens enhet kan vara Bq/m³, Bq/l eller Bq/kg.

Stråldos: Stråldos betyder den mängd energi som strålning lämnar i målmaterialet per viktenhet. Stråldos, som används i denna rapport, betyder dock den så kallade **effektiva dosen**, vilket indikerar den hälsorisk (främst risken för cancer), som strålningen orsakar på människor. Enheten för effektiv dos är sievert (Sv). 1 Sv motsvarar cirka 5% risk för att få cancer från strålning under livstid. I praktiken används tusendels sievert, millisievert (mSv), eller miljondels sievert, mikrosieverts (μSv). Om en person får 1 mSv effektiv dos från en strålkälla, har han/hon ungefär 0,005% sannolikhet att få cancer under sin livstid. Eftersom det finns ungefär 5,4 miljoner finnar och deras genomsnittliga stråldos från joniserande strålning är 3,2mSv per år, betyder det att joniserande strålning orsakar i Finland årligen ungefär 900 cancerfall.

Halveringstid: Eftersom det radioaktiva ämnet av sig själv sönder ned till andra element, dess mängd kontinuerligt minskas, om det inte är en sönderfallsprodukt av ett annat radioaktivt ämne eller om det inte skapas konstgjort. Varje radioaktivt ämne har sin egen genomsnittliga sönderfallshastighet. Halveringstid betyder den tid som förflyter när den mängd radioaktivt ämne (och därmed aktivitet) minskar till hälften av den ursprungliga mängden.

APPENDIX 1

Ionizing radiation, the key parameters and their units

Activity: Quantity of a radioactive material is described by its activity. The unit of activity is becquerel (Bq). Activity of a radioactive material is 1 Bq, when there happens, as an average, one radioactive decay per second.

Activity concentration: Quantity of a radioactive material per unit volume or weight of gases, liquids or solids is given in general as an activity concentration. Concentration unit can be Bq/m³, Bq/l or Bq/kg.

Radiation dose: Radiation dose refers generally to the amount of energy left by radiation in the target material per its unit weight. In this report the radiation dose means, however, the so-called **effective dose**, which indicates the health risk (mainly the risk of cancer) caused by radiation on humans. Unit of effective dose is sievert (Sv). 1 Sv corresponds to about 5% likelihood to get a radiation induced cancer. In practice thousandth of sievert, millisieverts (mSv), or millionth of sievert, microsievert (μSv), are used. If a person receives 1 mSv effective dose from any source of radiation, he/she has approximately of 0.005% probability of getting a cancer as the result of this dose during his/her lifetime. Since there are some 5.4 million inhabitants in Finland and their average dose from ionizing radiation is 3.2 mSv per year, it means that ionizing radiation causes in Finland some 900 cancer incidents annually.

Half-life: Since the radioactive substance decays naturally to another element, its amount declines continuously, if it is not a decay product of other radioactive substance, or if it is not created artificially. Each radioactive substance has its own average speed at which it decays. Half-life means the time during which the amount of radioactive substance (and thus the activity) lessens to half of the original amount.

STUK-B-sarjan julkaisuja

STUK-B-rapporter

STUK-B reports

STUK-B 227 Liukkonen J (toim.). Isotooppitutkimukset ja -hoidot Suomessa 2015.

STUK-B 226 Vesterbacka P (toim.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2017.

– Strålningsövervakning av miljön i Finland. Årsrapport 2017. – Surveillance of Environmental Radiation in Finland. Annual Report 2017.

STUK-B 225 Kainulainen E (ed.). Regulatory oversight of nuclear safety in Finland. Annual report 2017.

STUK-B 224 Pastila R (toim.). Säteilyn käyttö ja muu säteilylle altistava toiminta. Vuosiraportti 2017.

STUK-B 223 Kainulainen E (toim.). Ydinenergian käytön turvallisuusvalvonta. Vuosiraportti 2017.

STUK-B 222 Okko O (ed.). Implementing nuclear non-proliferation in Finland. Regulatory control, international cooperation and the Comprehensive Nuclear-Test-Ban Treaty. Annual report 2017.

STUK-B 221 Julin S (toim.). Varautuminen säteilytilanteisiin ja poikkeavat tapahtumat. Kolmannesvuosiraportti 3/2017.

STUK-B 220 Julin S (toim.). Varautuminen säteilytilanteisiin ja poikkeavat tapahtumat. Kolmannesvuosiraportti 2/2017.

STUK-B 219 Nylund R. Pulssiröntgenlaitteet teollisuus- ja tutkimuskäytössä.

STUK-B 218 Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management. 6th Finnish National Report as referred to in Article 32 of the Convention.

STUK-B 217 Pastila R (ed.). Radiation practices. Annual report 2016.

STUK-B 216 Julin S (toim.). Varautuminen säteilytilanteisiin ja poikkeavat tapahtumat. Kolmannesvuosiraportti 1/2017.

STUK-B 215 Vesterbacka P (toim.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2016. – Strålningsövervakning av miljön i Finland. Årsrapport 2016. – Surveillance of Environmental Radiation in Finland. Annual Report 2016.

STUK-B 214 Kainulainen E (ed.). Regulatory oversight of nuclear safety in Finland. Annual report 2016.

STUK-B 213 Pastila R (toim.). Säteilyn käyttö ja muu säteilylle altistava toiminta. Vuosiraportti 2016.

STUK-B 212 Kainulainen E (toim.). Ydinenergian käytön turvallisuusvalvonta. Vuosiraportti 2016.

STUK-B 211 Okko O (ed.). Implementing nuclear non-proliferation in Finland. Regulatory control, international cooperation and the Comprehensive Nuclear-Test-Ban Treaty. Annual report 2016.

STUK-B 210 Julin S (toim.). Varautuminen säteilytilanteisiin ja poikkeavat tapahtumat. Kolmannesvuosiraportti 3/2016.

STUK-B 209 Julin S (toim.). Varautuminen säteilytilanteisiin ja poikkeavat tapahtumat. Kolmannesvuosiraportti 1-2/2016.